



UNIVERSIDADE DO VALE DO TAQUARI  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS  
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

**CODIGESTÃO DE LODO DE UMA ETA COMPOSTO POR TANINO E  
SULFATO DE ALUMÍNIO COM LODO DE ETE**

Betina Born

Lajeado, dezembro de 2017.

Betina Born

**CODIGESTÃO DE LODO DE UMA ETA COMPOSTO POR TANINO E  
SULFATO DE ALUMÍNIO COM LODO DE ETE**

Trabalho de Conclusão de Curso II apresentado  
ao Curso de Engenharia Ambiental da  
Universidade do Vale do Taquari, como  
requisito para a obtenção do título de bacharel  
em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Cristina de  
Almeida Silva

Lajeado, dezembro de 2017

Betina Born

**CODIGESTÃO DE LODO DE UMA ETA COMPOSTO POR TANINO E  
SULFATO DE ALUMÍNIO COM LODO DE ETE**

A Banca examinadora abaixo aprova a Monografia apresentada na disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II, da Universidade do Vale do Taquari UNIVATES, como parte da exigência para obtenção do grau de Bacharela em Engenharia Ambiental.

Profa. Dra. Maria Cristina de Almeida Silva  
(Orientadora)

UNIVATES

Profa. Dra. Lucélia Hoehne

UNIVATES

Prof. Dr. Maurício Hilgemann

UNIVATES

Lajeado, dezembro de 2017.

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente aos meus pais Lori e Pedro pelo amor, apoio e incentivo transmitido durante todos os momentos da minha vida. À minha irmã Luísa pela companhia e pela parceria em vários momentos.

Em especial ao meu namorado Douglas pela paciência, compreensão e amor.

As minhas amigas pelo incentivo, força e momentos de descontração.

Aos colegas de todas as fases destes sete anos de graduação pela companhia e parceria.

À professora Maria Cristina pela ajuda e incentivo para realização deste trabalho.

À todos os professores do curso que contribuíram para meu crescimento como aluna e pessoa.

Às colegas do laboratório de biorreatores e saneamento ambiental pela paciência e ajuda.

Aos colegas de trabalho pela paciência, compreensão e disponibilização de recursos da empresa.

Enfim, a todos que contribuíram para este trabalho de alguma forma.

*“Aqueles que se sentem satisfeitos sentam-se e nada fazem.*

*Os insatisfeitos são os únicos benfeitores do mundo”*

*Walter S. Landor*

## RESUMO

A demanda por água potável está atrelada ao crescimento populacional, concentrado nas grandes cidades. As Estações de Tratamento de Água (ETA) de ciclo completo, mais comuns no país, tem como característica a grande produção de resíduos, em especial de lodo. Este lodo tem suas características definidas pela qualidade da água bruta tratada, do sistema de tratamento e consequentemente do coagulante utilizado nas etapas de coagulação/floculação. O lodo de ETA atualmente caracteriza um passivo ambiental, uma vez que sua disposição final é realizada, na maioria das estações do Brasil, nos recursos hídricos. Atualmente buscam-se alternativas a utilização de coagulantes químicos, sais de ferro e de alumínio, sendo uma delas os coagulantes de origem natural, como os taninos. Da mesma forma buscam-se soluções para o tratamento do lodo de ETA que sejam ambiental e financeiramente viáveis. Em função disto este trabalho buscou avaliar os coagulantes tanino e sulfato de alumínio na clarificação de água e na consequente produção de lodo. Em conjunto a isso foram realizados testes de codigestão de lodos de ETA em com lodo de estação de tratamento de efluentes (ETE), por biodigestão anaeróbia. Na primeira etapa do trabalho foram avaliados os coagulantes tanino e sulfato de alumínio no processo de coagulo/floculação de água de rio através de teste de jarros. Os resultados obtidos evidenciam a eficiência dos dois coagulantes, tendo o tanino apresentado melhores resultados para turbidez, cor, potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica, porém o uso de sulfato de alumínio é mais economicamente viável. Na segunda etapa foi realizado teste de biodigestão anaeróbia constituído de: 2 triplicatas contendo 50% de lodo de tanino mais 50% de lodo de ETE e 50% de lodo de sulfato de alumínio mais 50% de lodo de ETE; e 3 duplicatas contendo os lodos em separado. O teste teve duração de 30 dias e não apresentou resultados satisfatórios quanto a geração de biogás e metano. Quanto à remoção de matéria orgânica, os percentuais variaram para remoção de demanda química de oxigênio (DQO) de 4,3 a 88,3%, e para demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de 37,5 a 78,1%. Não houve remoção considerável de teores de nutrientes e carbono orgânico total. Em relação aos parâmetros avaliados após biodigestão anaeróbia conclui-se que os lodos foram estabilizados, porém é necessário um estudo mais aprofundado de suas características inorgânicas para utilização como biofertilizante.

**Palavras-chave:** Lodo de ETA. Codigestão. Biodigestão anaeróbia. Tanino.

## ABSTRACT

The drinking water demand is linked to the population growth, concentrated in the big cities. The Water Treatment Plants (WTP, in portuguese ETA) complete cycle, usually more common in the country, have as attribute the production of residues, particularly the production of mud. The mud's characteristics are defined by the quality of the raw water, by the treatment system and therefore by the coagulant used on the stages from coagulation/flocculation. Currently the WTP's mud marks an environmental liability, as it's final disposition is, in the most part of Brazil's plants, carried out at hydric resources. Another alternatives to the use of chemical coagulants, aluminium and iron salts are being researched currently, one of them is the use of natural coagulants like tannin. In the same way solutions for the treatment of the WTP's mud financially and environmentally viable are also being sought. Based on this, this work pursued to evaluate the coagulants tannin and aluminium sulphate on the water clarification and consequential on the mud's production. Together with this, other tests from codigestion of WTP's sludge were conducted with sludge of the Effluent Treatment Plant (ETP, in portuguese ETE) through anaerobic biodigestion. In the initial work's stage, the tannin and aluminium sulphate coagulants were evaluated on the process of coagulation/flocculation of river water through jars' test. The results obtained demonstrated both coagulants' efficiency, being the tannin the one which reported the best results for turbidity, color, hydrogenionic potential (pH) and electrical conductivity; yet the use of aluminium sulphate is more viable cost-effective wise. In the second stage the test of anaerobic biodigestion was held. This test was composed of: 2 triplicates containing 50% of tannin's sludge more 50% of ETP's sludge and 50% of aluminium sulphate sludge more 50% of ETP's sludge; and 3 duplicates containing the separate sludges. The test had a duration of 30 days and it did not present satisfactory results in terms of biogas and methane production. In respect to the removal of organic material, the percentages of the removal of chemical oxygen demand (COD) ranged from 4.3% to 88.3% and of the biochemical oxygen demand (BOD) from 37.5% to 78.1%. The removal of considerable nutrient and total organic carbon contents did not happen. In relation to the evaluated parameters after the anaerobic biodigestion, it is concluded that the sludges were stabilized, but it's necessary a deeper analysis of its inorganic characteristics to its use as biofertilizer.

**Key words:** WTP sludge. Codigestion. Anaerobic Biodigestion. Tannin.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Processo convencional de tratamento de água.....	18
Figura 2- Geração de lodo e destinação final no Brasil.....	27
Figura 3 - Fases da digestão anaeróbia.....	32
Figura 4- Coleta de LSA durante lavagem do decantador.....	42
Figura 5- Fluxograma da composição das amostras.....	42
Figura 6- Aparelho de Jar Test .....	44
Figura 7- Sulfato de alumínio e tanino diluídos a 1% .....	45
Figura 8- Gráfico para Gradiente de Velocidade.....	45
Figura 9- Reatores preenchidos com amostras e prontos para incubação .....	47
Figura 10 - Incubadora bacteriológica e sistema de medição de biogás acoplado .....	47
Figura 11- 1- pHmetro; 2- Turbidímetro; 3- Colorímetro; 4- Condutivímetro .....	48
Figura 12- Amostras prontas para leitura no espectrofotômetro .....	53



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características de lodos de sulfato de alumínio e sais de ferro .....	25
Tabela 2- Características físico-químicas de lodo de ETA com ciclo completo.....	25
Tabela 3 - Análise de metais em lodos de ETA .....	26
Tabela 4 - Experimento realizado com lodo de ETA em biodigestor de uma ETE .....	38
Tabela 5- Parâmetros avaliados na água de rio .....	54
Tabela 6- Custos para tratamento de 1m <sup>3</sup> de água.....	57
Tabela 7- Parâmetros avaliados para lodos dos coagulantes sulfato de alumínio e tanino e para o lodo de ETE.....	58
Tabela 8- Resultados de biogás obtidos para as amostras avaliadas .....	59
Tabela 9- Resultados para análise de pH das amostras .....	61
Tabela 10: Dados de entrada e saída de sólidos totais, voláteis e fixos .....	62
Tabela 11- Resultados para DQO, DBO5 e relação DQO/DBO.....	64
Tabela 12- Resultados de carbono e nitrogênio para as amostras .....	67
Tabela 13- Valores obtidos para análise de fósforo das amostras .....	68
Tabela 14- Valores referentes a análise de amônia .....	69

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 - Determinação de DQO da amostra.....	48
Equação 2- Determinação de ST da amostra.....	49
Equação 3 - Determinação de SV da amostra .....	49
Equação 4- Determinação de SF da amostra .....	49
Equação 5- Determinação de COT da amostra .....	50
Equação 6 - Determinação de NTK da amostra .....	51
Equação 7 - Determinação de $\text{NH}_3$ da amostra.....	51

## **LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS**

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul
C/N	Carbono/Nitrogênio
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO5	Demanda Bioquímica de Oxigênio após 5 dias
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
FAZ	Sulfato Ferroso Amoniacal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LETE	Lodo de ETE
LT	Lodo de tanino
LSA	Lodo de sulfato de alumínio
NBR	Norma Brasileira Regulamentadora
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
PACL	Policloreto de alumínio
pH	Potencial hidrogeniônico
SF	Sólidos fixos

ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulico
VDI	<i>Verein Deutscher Ingenieure</i>

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>16</b>
<b>2.1 Objetivos Gerais.....</b>	<b>16</b>
<b>2.2 Objetivos Específicos .....</b>	<b>16</b>
<b>3 REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>17</b>
<b>3.1 Tratamento convencional de água.....</b>	<b>18</b>
<b>3.1.1 Coagulação.....</b>	<b>19</b>
<b>3.1.2 Floculação .....</b>	<b>21</b>
<b>3.1.3 Decantação .....</b>	<b>21</b>
<b>3.1.4 Filtração .....</b>	<b>22</b>
<b>3.1.5 Desinfecção e Fluoretação .....</b>	<b>22</b>
<b>3.1.6 Controle laboratorial .....</b>	<b>23</b>
<b>3.2 Lodo de ETA .....</b>	<b>23</b>
<b>3.2.1 Caraterização.....</b>	<b>24</b>
<b>3.2.2 Tecnologias de Tratamento e Disposição Final .....</b>	<b>27</b>
<b>3.3 Legislação .....</b>	<b>31</b>
<b>3.4 Biodigestão anaeróbia.....</b>	<b>31</b>
<b>3.4.1 Fatores intervenientes e controle laboratorial na biodigestão anaeróbia .....</b>	<b>33</b>
<b>3.4.2 Biogás.....</b>	<b>35</b>
<b>3.4.3 Biofertilizante .....</b>	<b>36</b>
<b>3.4.4 Biodigestores .....</b>	<b>37</b>
<b>3.4.5 Estabilização de lodos através de biodigestão anaeróbia .....</b>	<b>37</b>
<b>3.4.6 Codigestão anaeróbia.....</b>	<b>38</b>
<b>3.4.7 Lodo de estação de tratamento de efluentes (ETE).....</b>	<b>39</b>
<b>4 METODOLOGIA.....</b>	<b>41</b>

4.1 Composição das amostras.....	41
4.2 Testes de clarificação de água.....	43
4.2.1 Escolha dos coagulantes.....	44
4.2.2 Teste de Jarros ( <i>Jar Test</i> ).....	44
4.3 Testes de biodigestão anaeróbia .....	46
4.4 Análises físicas e químicas.....	48
4.4.1 Potencial Hidrogeniônico (pH), Turbidez, Cor e Condutividade .....	48
4.4.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	49
4.4.3 Demanda química de oxigênio (DQO).....	49
4.4.4 Sólidos Totais, Fixos e Voláteis .....	50
4.4.7 Carbono Orgânico Total (COT) .....	51
4.4.5 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) .....	51
4.4.6 Amônia .....	52
4.4.8 Fósforo.....	53
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	54
5.1 Avaliação dos coagulantes.....	54
5.1.2 Análise econômica para utilização dos coagulantes tanino e sulfato de alumínio .....	57
5.2 Caracterização dos lodos utilizados na codigestão .....	57
5.3 Testes de biodigestão anaeróbia .....	59
5.3.1 Biogás.....	59
3.2 Análises físicas e químicas.....	60
5.3.3 Biofertilizante .....	71
6 CONCLUSÕES.....	73
REFERÊNCIAS .....	75

## 1 INTRODUÇÃO

O aumento da demanda por água potável está atrelado ao crescimento populacional, concentrado nas grandes cidades. Devido à baixa qualidade das águas superficiais, há a necessidade de grandes investimentos em Estações de Tratamento de Água (ETAs), que por sua vez produzem elevados volumes de resíduos que voltam ao ambiente, necessitando de tratamento e de disposição final adequada. No Brasil, esta disposição é realizada, pela maioria das estações, nos recursos hídricos disponíveis (ESCOBAR, 2001).

O sistema de tratamento mais utilizado no país é o chamado convencional, que possui por característica a grande geração de resíduos (lodo) na fase de clarificação da água (coagulação, floculação e decantação). O lançamento destes resíduos em corpos d'água pode causar impactos negativos devido ao aumento da quantidade de sólidos, aumento de cor e turbidez, aumento da concentração de alumínio e ferro, ocasionando a diminuição de oxigênio dissolvido e da atividade fotossintética, e ainda assoreamento (LIBÂNIO, 2010).

As características deste resíduo são definidas pela qualidade da água bruta tratada, do sistema de tratamento e, conseqüentemente, do coagulante utilizado. Coagulantes inorgânicos são compostos, em sua maioria, de sais de alumínio e ferro, sendo estes os mais empregados em sistemas de tratamento de água. Como alternativa a utilização de coagulantes químicos os coagulantes orgânicos naturais pode apresentar vários benefícios como o fato de serem biodegradáveis e não tóxicos e, ainda, com sua utilização a produção de lodo nas estações torna-se menor (BONGIOVANI et. al, 2010 )

Atualmente um grande problema enfrentado pela Engenharia Ambiental e Sanitária é a gestão e destinação final de resíduos do tratamento de água (FREITAS et al, 2005). Os

lodos oriundos de ETAs são classificados como resíduos sólidos conforme NBR 10.004/2004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e devem ser gerenciados, tratados e dispostos de maneira correta. As práticas comuns de disposição incluem aterros sanitários, cursos d'água e aplicação no solo. Dentre os tratamentos estudados nos últimos anos estão a incorporação em materiais da construção civil, pavimentação e regeneração dos coagulantes (ASSIS, 2014).

A busca por tratamentos eficientes e de baixo custo torna-se fundamental dentro deste contexto, porém as características não biodegradáveis deste lodo limitam as opções. Como tais características estão ligadas diretamente aos coagulantes utilizados nos sistemas de tratamento de água, a utilização de produtos alternativos, como os de origem natural, pode modificar as opções de tratamento. O principal benefício nesta mudança de coagulante está na obtenção de lodo biodegradável e em menores volumes.

Como possível opção de tratamento está a biodigestão anaeróbia, que é largamente utilizada para bioestabilização da fração orgânica de diferentes materiais como no tratamento de resíduos sólidos, de dejetos animais, de lodos de ETEs, de lixo urbano, de efluentes industriais (alimentícios) e ainda de esgotos domésticos (CHERNICHARO, 2007). Consiste no processo de degradação da matéria orgânica em um processo com quatro fases distintas (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese) e é caracterizado pela produção de biogás.

Com base no nisto, o presente trabalho consiste em uma análise da viabilidade de estabilização de lodo de ETA através da codigestão com lodo de estação de tratamento de efluentes (ETE) por meio do processo de biodigestão anaeróbia. Para tanto se optou por avaliar os lodos formados com a utilização de dois coagulantes de origem distinta, tanino de origem natural e sulfato de alumínio de origem química. As características de coagulação/floculação de cada coagulante foram avaliadas também, a fim de relacionar sua eficiência nesse processo com as propriedades do lodo gerado e a viabilidade de seu tratamento.



## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivos Gerais**

Avaliar o processo de coagulação/floculação com dois coagulantes distintos, tanino e sulfato de alumínio e, o processo de codigestão de lodo proveniente do tratamento de água, com lodo de ETE, através de processo de biodigestão anaeróbia, utilizando reatores descontínuos (batelada) em escala laboratorial.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Comparar o desempenho dos coagulantes tanino e sulfato de alumínio no processo de clarificação da água e avaliar sua viabilidade técnica e econômica.
- Realizar a caracterização física e química dos lodos oriundos do tratamento de água com os coagulantes tanino e sulfato de alumínio.
- Avaliar o potencial de biodigestão do lodo de ETA em codigestão com lodo de estação de tratamento de efluentes (ETE).
- Avaliar a estabilização do lodo de ETA após processo de biodigestão anaeróbia e sua possível disposição no solo.

### 3 REVISÃO DA LITERATURA

O tratamento de água consiste em um conjunto de processos e operações físico-químicos que visam a remoção de partículas coloidais e suspensas, matéria orgânica, microrganismos e demais substâncias que podem ser prejudiciais à saúde humana e que estão presentes nas águas naturais. Há diferentes tecnologias disponíveis e, todas apresentam basicamente três etapas (clarificação, filtração e desinfecção) em que os processos e operações unitárias utilizadas podem diferir (LIBÂNIO, 2010).

As propriedades da água bruta influenciam na determinação da tecnologia de tratamento a ser utilizada, porém fatores como condições locais e custos de operação também devam ser observados (RICHTER; NETTO, 2013). No Brasil, a Resolução 357 de 2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) classifica os corpos de água e especifica as etapas mínimas de tratamento para cada classe. As águas doces são classificadas em:

- I - classe especial: águas destinadas: ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção;
- II - classe 1: águas que podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;
- III - classe 2: águas que podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- IV - classe 3: águas que podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
- V - classe 4: não destinada ao abastecimento para consumo humano (BRASIL, 2005).

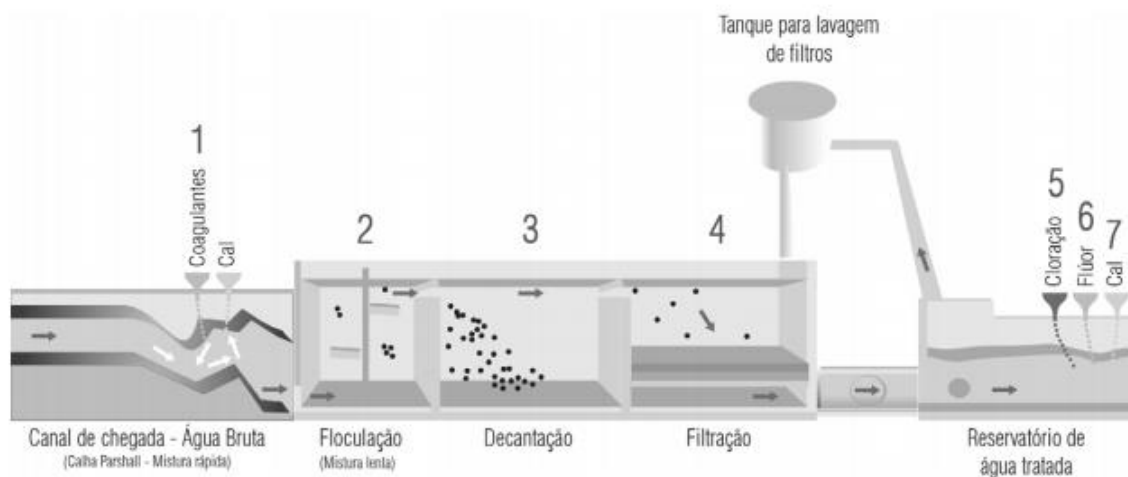
Da mesma forma, a Portaria nº 2914 do Ministério da Saúde estabelece os padrões de potabilidade para água de abastecimento público, sendo assim a tecnologia de tratamento escolhida deve atender a estas exigências (BRASIL, 2011). Ainda neste contexto, a NBR 12.216 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) fixa condições para elaboração de projetos de estações de tratamento de água.

No Brasil, o sistema mais utilizado é o chamado tradicional ou convencional, que consiste nas etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção e, é caracterizado pela grande produção de resíduos (lodo e água de lavagem de filtros). No país, existem cerca de 7.500 ETAs convencionais, que em sua maioria não possuem destinação adequada para os resíduos gerados no processo, encaminhando-os diretamente aos cursos de água mais próximos (ACHON, 2013).

### 3.1 Tratamento convencional de água

O tratamento convencional de água é constituído pelas etapas de coagulação, floculação, decantação ou flotação, filtração e desinfecção (FIGURA 1). No processo de clarificação da água, que engloba as etapas de coagulação, floculação e decantação, são removidos sólidos suspensos e uma parcela de sólidos dissolvidos. Já na filtração, há remoção de sólidos dissolvidos, alguns microrganismos como bactérias e protozoários. Na etapa final de desinfecção são inativados os microrganismos ainda presentes na água (LIBÂNIO, 2010).

Figura 1 - Processo convencional de tratamento de água



Fonte: [http://www.embasa.ba.gov.br/sites/default/files/relatorio\\_anual/RAIC\\_2011\\_Wagner.pdf](http://www.embasa.ba.gov.br/sites/default/files/relatorio_anual/RAIC_2011_Wagner.pdf)

As etapas do tratamento convencional de águas estão descritas nos itens subsequentes.

### 3.1.1 Coagulação

A coagulação é a primeira etapa do processo de clarificação da água e consiste na desestabilização e agregação inicial da matéria coloidal e suspensa presente na água, através da adição de produtos com ação coagulante e de ações físicas. O processo de coagulação depende da dispersão do coagulante, que deve ser a mais rápida e uniforme possível. A agitação da água, através do mecanismo de mistura, é chamada de mistura rápida (RICHTER; NETTO, 2013).

As estruturas utilizadas no processo de mistura rápida podem ser de origem hidráulica ou mecânica. O ressalto hidráulico, por exemplo, é um fenômeno em que ocorre a mudança de velocidade da corrente líquida (de maior para menor) através da mudança da profundidade (de menor para maior). Em geral, para ocorrência do ressalto, são utilizadas estruturas como vertedores e calhas Parshall. Já para mecanização do processo são utilizados equipamentos que agitam a água através de movimentos rotativos (RICHTER; NETTO, 2013).

O processo de coagulação depende de mecanismos complexos que envolvem condições de mistura, potencial hidrogeniônico (pH), potenciais elétricos, propriedades de superfície e produtos de solubilidade. De modo geral, os mecanismos são divididos em: compressão da dupla camada, adsorção-desestabilização, varredura e formação de pontes químicas (ALVES, 2010; LIBÂNIO, 2010).

Os coagulantes mais utilizados são os sais de alumínio e ferro e, em alguns casos, polímeros orgânicos que são mais comumente utilizados como auxiliares de coagulação (SILVA et. al., 2012; LIBÂNIO, 2010). Segundo Libânio (2010), para a escolha do coagulante devem ser considerados fatores relacionados à capacidade de adequação a água bruta, ao sistema de tratamento empregado, ao custo do coagulante e aos produtos químicos a ele associados (auxiliares de coagulação e alcalinizantes). O autor cita também que devem ser consideradas a quantidade e as características do lodo gerado no tratamento, uma vez que dependem diretamente da água bruta e do coagulante usado.

Para este trabalho, optou-se pela utilização de dois coagulantes de origem distintas, orgânica e inorgânica, com a finalidade de avaliar seu desempenho no processo de coagulação/floculação de água. Os coagulantes inorgânicos, principalmente sais de ferro e alumínio são os mais utilizados em decorrência de seu fácil manuseio e da sua eficiência já

ser comprovada. Já os coagulantes orgânicos tem vantagem em sua natureza biodegradável, considerando o tratamento e disposição final dos resíduos gerados no tratamento de água.

#### **3.1.1.1 Coagulantes inorgânicos**

Os coagulantes mais empregados nas ETAs são inorgânicos, de origem química, constituídos em sua maioria de sais de ferro e alumínio. Os mais comuns são o sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ), sulfato férrico ( $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ) e o cloreto férrico ( $\text{FeCl}_3$ ) (CORAL; BERGAMASCO; BASSETTI, 2009). Para um desempenho satisfatório, estes coagulantes dependem de condições ótimas de alcalinidade e pH, necessitando de adição de agentes alcalinizantes. Estas condições ótimas irão garantir a eficiência do processo de coagulação e clarificação da água, bem como são ferramentas para minimização da concentração de alumínio na água tratada (LIBÂNIO, 2010).

As desvantagens associadas ao uso dos coagulantes químicos tradicionais estão no elevado custo, na produção de grandes volumes de lodo e nas mudanças de pH e alcalinidade, além de possíveis relações com doenças. O alumínio, um dos metais mais presentes em coagulantes, tem característica acumulativa, tornando-se um grave problema uma vez que está presente no lodo gerado e que é descartado incorretamente (SKORONSKY, 2014).

#### **3.1.1.2 Coagulantes orgânicos**

Visando buscar alternativa a utilização de coagulantes químicos, o uso de coagulantes alternativos está sendo amplamente estudado no mundo (FERIA-DÍAZ; POLO-CORRALES; HERNANDEZ-RAMOS, 2016). A utilização de coagulantes orgânicos naturais pode apresentar vários benefícios se comparada aos coagulantes químicos tradicionais. Estes possuem características biodegradáveis e não tóxicas e, ainda, com sua utilização a produção de lodo nas estações torna-se menor (BONGIOVANI et. al, 2010). Atualmente estão disponíveis diferentes estudos que verificaram a aplicabilidade e as vantagens de coagulantes naturais no tratamento de água (BONGIOVANI et. al, 2010 ; MANGRICH, 2013 ; SKORONSKY, 2014).

Segundo Coral, Bergamasco e Bassetti (2009), dentre os coagulantes poliméricos mais utilizados estão os compostos derivados de taninos vegetais, que possuem eficiência em tratamento de água. Taninos são moléculas fenólicas biodegradáveis capazes de formar complexos com proteínas, outras macromoléculas e minerais (SKORONSKY, 2014). Pode ser

extraído da casca de vegetais como Acácia Negra e da semente de *Moringa oleífera* Lam, abundantes no Brasil (MANGRICH, 2013; DA SILVA, 2015).

Dentre suas principais propriedades, pode-se citar a capacidade de não alterar o pH da água tratada por não consumir alcalinidade do meio, além de também ser utilizado em ampla faixa de pH (4,5 a 8,0). Possui ainda a qualidade de reduzir a toxicidade oriunda de cianofíceas ou bactérias clorofiladas (CORAL; BERGAMASCO; BASSETTI, 2009). Sua biodegradabilidade é um grande benefício, pois não há acumulação durante o processo, diferentemente dos sais de alumínio. No entanto, como evidencia Castro-Silva et al. (2004), esta característica pode levar a um crescimento excessivo de microrganismos na estação de tratamento.

### **3.1.2 Floculação**

Segundo Libânio (2010), a floculação constitui uma das etapas da clarificação da água e tem o objetivo de reduzir o número de partículas coloidais e suspensas presentes na água. Para tanto, são fornecidas condições de agitação e tempo para que haja a formação de flocos a partir das partículas desestabilizadas na coagulação. Tal processo está associado diretamente à coagulação e se faz presente em sistemas convencionais, podendo ser realizada em estruturas hidráulicas ou mecanizadas (ALVES, 2010; RICHTER; NETTO, 2013).

Para a floculação, os fatores intervenientes serão, além da coagulação em si, o gradiente de velocidade empregado e o tempo de detenção, podendo todos estes interferir em sua eficiência. Eficiência esta que pode ser conferida nas características da água decantada, ou seja, principalmente em sua turbidez e cor aparente (LIBÂNIO, 2010). As unidades de coagulação e floculação possuem condições de coagulação (gradiente de coagulação -  $G_{MR}$  e tempo de coagulação -  $T_{MR}$ ) e de floculação (gradiente de floculação -  $G_F$  e tempo de floculação -  $T_F$ ) que mais favorecem o processo. Conforme literatura os valores empregados para  $G_{MR}$  variam entre  $700\text{ s}^{-1}$  a  $1100\text{ s}^{-1}$  para  $T_{MR}$  inferiores a 5 s e,  $G_F$  entre  $10\text{ s}^{-1}$  e  $70\text{ s}^{-1}$  para  $T_F$  de 1200 s a 4800 s (ABNT, 1992).

### **3.1.3 Decantação**

O processo de decantação consiste na sedimentação de partículas floculentas originárias da coagulação/floculação, através da ação de forças gravitacionais que separam as partículas com densidade superior a da água. Tais partículas são depositadas em superfície

específicas, são estas conhecidas como tanques de decantação ou simplesmente decantadores, que podem ser de fluxo horizontal, tubular (alta taxa) ou ainda de manto de lodo (RICHTER; NETTO, 2013).

É neste processo que há geração de lodo e nele que fica evidente a eficiência dos processos anteriores. Na limpeza destas unidades ocorre o descarte de lodo, podendo este estar mais ou menos concentrado, dependendo do período entre as limpezas, características da água bruta e coagulante utilizado (LIBÂNIO, 2010).

#### **3.1.4 Filtração**

Richter e Netto (2013) define filtração como um processo de separação sólido-líquido, que visa a remoção de impurezas presentes na água através de sua passagem por material poroso. Este processo pode envolver fenômenos físicos, químicos e biológicos. Para Libânio (2010), a filtração é ainda, em sistemas convencionais, uma etapa de relevante função, pois é aonde eventuais falhas nos processos anteriores podem ser corrigidas, assegurando a qualidade da água tratada.

No tratamento convencional de água, se utiliza a filtração rápida, podendo ser de fluxo ascendente ou descendente. As características do meio filtrante são de suma importância para eficiência deste processo, a escolha do material e a posterior disposição dos grãos tem grande influência na filtração. Os materiais mais utilizados são areia, antracito e alguns tipos de plásticos (ALVES, 2010).

#### **3.1.5 Desinfecção e Fluoretação**

A desinfecção é considerada a última etapa do tratamento de água e tem por finalidade a destruição de organismos patogênicos (bactérias, vírus e protozoários) através de agentes físicos e/ou químicos. Tal processo é necessário, pois não é garantida a remoção de tais patógenos nas etapas anteriores a desinfecção. O produto mais utilizado nesta etapa é o cloro e seus compostos, sendo o processo chamado de cloração, porém com utilização bem menos comum são a radiação ultravioleta e o ozônio (RICHTER; NETTO, 2013; LIBÂNIO, 2010).

A fluoretação tem como objetivo conferir a água determinada concentração de fluoreto ( $F^-$ ), com a aplicação de compostos de flúor. Sua utilização é uma medida preventiva ao surgimento de cáries na população, que está diretamente atrelada à ingestão de flúor. É ainda

um dos parâmetros monitorados nas estações e possui limites de concentração descritos na legislação (LIBÂNIO, 2010).

### **3.1.6 Controle laboratorial**

Para um bom funcionamento de um sistema de tratamento de água é necessária a avaliação e acompanhamento de alguns parâmetros físicos e químicos da água. A frequência analítica bem como os parâmetros que devem ser analisados são dados pela Portaria n ° 2.914 de 2011 do Ministério da Saúde. Para este trabalho optou-se pela avaliação da turbidez, cor, pH e condutividade elétrica da água.

O pH pode ser considerado o parâmetro de maior frequência de monitoramento em ETAs pela sua interferência nos processos de coagulação/floculação e também de desinfecção. Consiste na presença de íons  $H^+$  na amostra, representando condições ácidas ou alcalinas (LIBÂNIO, 2010). Para o processo de biodigestão anaeróbia o conhecimento do pH da amostra é fundamental, uma vez que a faixa ideal requerida pelos microrganismos atuantes varia entre 7,0 e 8,5 (KARLSSON et al., 2014).

A condutividade elétrica indica a capacidade da água para transmitir corrente elétrica em razão da presença de substâncias que quando dissolvidas se dissociam em ânions e cátions, estando relacionada à salinidade presente na água (LIBÂNIO, 2010).

Quando há presença de substâncias dissolvidas na água sua cor é alterada. Esta alteração ocasiona aspecto desagradável sendo uma característica importante no tratamento de água. A turbidez é caracterizada pela presença de partículas suspensas variando de suspensões grosseiras a coloides, que dispersam e absorvem a luz adicionando uma característica desagradável a água (RICHTER; NETTO, 2013).

## **3.2 Lodo de ETA**

O tratamento de água para consumo no Brasil é realizado, em sua maioria, em estações convencionais (coagulação, floculação, decantação e filtração). Como já mencionado, este sistema é caracterizado pela grande geração de resíduos nas etapas de decantação (lodo) e filtração (água de lavagem dos filtros). A gestão destes resíduos, em especial do lodo, é negligenciada uma vez que grande parte das estações não possui uma destinação sustentável, e o resíduo acaba sendo descartado diretamente nos recursos hídricos (ACHON, 2013).



Os principais resíduos gerados nas ETAs convencionais são as águas de lavagem de filtros e os lodos de decantadores (ACHON, 2008). A água de lavagem de filtros é, em algumas das ETAs, reaproveitada dentro do processo para diminuição de perdas no sistema, tornando-se uma solução economicamente viável para este resíduo, pois não necessita de grandes obras e investimentos (FREITAS, 2005). Em sistemas em que não há este processo de recirculação, a água de lavagem é disposta junto ao lodo.

O tratamento e a destinação final do lodo, por outro lado, ainda é um grande problema ambiental, visto que não se encontrou uma solução definitiva (FREITAS, 2005). Este resíduo é, em sua maioria, disposto nos cursos hídricos, ocasionando uma série de danos ao meio ambiente e a saúde humana (ANDREOLI, 2001).

### **3.2.1 Caracterização**

Segundo Richter (2001), as características do lodo de ETA irão ser definidas pela qualidade da água bruta tratada, dos processos unitários e do coagulante utilizado. Estima-se que a porcentagem de lodo removida em uma estação seja de 0,2 a 5,0 % do volume de água tratado, podendo variar conforme sua origem (decantadores ou flotadores) e do sistema utilizado para sua remoção. São definidos como líquidos não-newtonianos, gelatinosos, com presença de hidróxidos de alumínio, resíduos orgânicos e inorgânicos e bactérias e outros microrganismos removidos na clarificação da água.

#### **3.2.1.1 Características físicas e químicas**

Segundo Scalize (2003), dentre as características físicas relacionadas a lodos de ETA pode-se citar a concentração de sólidos, cor, turbidez e sedimentabilidade. Já para características químicas, o autor cita a importância da análise do pH, metais pesados, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e nutrientes, como nitrogênio e fósforo.

Os lodos provenientes de coagulação com sais de alumínio e ferro possuem características muito semelhantes (TABELA 1). Possuem pH próximo a neutralidade e baixas proporções de biodegradáveis, uma vez que a relação DQO/DBO é elevada (RICHTER, 2001). Para Escobar (2001) estes lodos podem conter ainda altas porcentagens de hidróxido de alumínio ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ) e hidróxido de ferro ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ) em decorrência dos coagulantes utilizados.

Tabela 1 - Características de lodos de sulfato de alumínio e sais de ferro

Parâmetros	Lodo de Sulfato de Alumínio	Lodo de Sais de Ferro
Sólidos Totais (%)	0,1 – 4	0,25 – 3,5
pH	6 -8	7,4 – 9,5
Fe (%)	----	4,6 – 20,6
Al <sub>2</sub> (OH) <sub>3</sub> (mg/L)	15 – 40	---
DBO (mg/L)	30 -300	---
DQO (mg/L)	30 - 5000	---

Fonte: Adaptado de Richter (2001).

Tafarel et al. (2016), ao avaliar as características físicas e químicas de lodo de ETA com ciclo completo, encontrou resultados condizentes com a bibliografia, referentes à sua composição (TABELA 2). O valor de pH próximo a neutralidade condiz com o exposto por Richter (2001), bem como a turbidez que para lodos possui resultados elevados. Para DQO o valor observado se enquadra na faixa citada por Richter (2001) (TABELA 1), porém não é possível obter uma relação com a DBO, pois este parâmetro não foi avaliado.

Tabela 2- Características físico-químicas de lodo de ETA com ciclo completo

Parâmetros	Lodo de ETA com ciclo completo
<b>Temperatura (°C)</b>	23,2
<b>pH</b>	6,7
<b>Turbidez (NTU)</b>	1527
<b>Teor de umidade (%)</b>	86,4
<b>DQO (mg/L)</b>	1501
<b>ST (mg/L)</b>	7390

Fonte: Adaptado de Tafarel et al. (2016).

Segundo Richter (2001), o teor de sólidos totais presentes em lodos oriundos de coagulação é de 1.000 a 40.000 mg/L (0,1 a 4 %), sendo que destes 75 a 90% são de sólidos

suspensos e 20 a 35 % de sólidos voláteis. Achon (2008) encontrou valores de sólidos totais de 2,6 % para lodo de sulfato de alumínio e de 1,4 % para lodo de PACL (policloreto de alumínio) e valores de sólidos sedimentáveis de, respectivamente, 550 mg/L e 470 mg/L, após uma 1 hora de ensaio.

O teor dos metais presentes contribui para a toxicidade do lodo, influenciando na escolha de um tratamento e da disposição final (ANDREOLI, 2006). Araújo et al (2015) e De Sousa Oliveira et al. (2015) avaliaram as características de lodos de ETA com sulfato de alumínio e obtiveram diferentes resultados para os metais presentes (TABELA 3). Em seu estudo, Silva et al (2012) verificaram que mesmo em lodos provenientes da utilização de coagulantes naturais pode ocorrer a presença de metais pesados em sua composição, pois são possivelmente oriundos da água bruta utilizada.

Tabela 3 - Análise de metais em lodos de ETA

Parâmetro (mg/kg)	Araújo et al. (2015)	De Sousa Oliveira et al. (2015)
Alumínio	386,4	--
Bário	1,29	--
Cálcio	14,93	51,9
Chumbo	--	6,4
Cobre	0,46	--
Ferro	212,47	321,1
Manganês	9,13	525,9
Níquel	0,27	71,5
Potássio	11,44	---
Sódio	4,19	--
Zinco	0,18	155,3
Nitrogênio	--	21,0
Fósforo	--	22,9

Fonte: Adaptado de Araújo et al. (2015) e De Sousa Oliveira et al. (2015).

O padrão utilizado como referência para análise metais varia conforme a disposição final do lodo. Se tratado como resíduo sólido, os limites devem obedecer ao expresso na NBR 10.004 em respeito aos testes de lixiviação e solubilização que devem ser realizados para classificação do resíduo. Se disposto em recurso hídrico os limites são expressos pela Resolução CONAMA nº 430 de 2011 e pela Resolução CONSEMA nº 355 de 2017, que preveem os padrões para lançamento de efluentes em corpos hídricos.

### 3.2.1.2 Características Biológicas

Como indicadores biológicos para resíduos de ETAs, pode-se citar as bactérias do grupo coliforme. Sua atuação está na verificação de contaminação fecal, na possível presença de microrganismos patogênicos que são causadores de doenças em pessoas com contato com águas contaminadas (ASSIS, 2014). Smiderle (2016) apud Di Bernardo e Paz (2008) cita valores de coliformes totais de 225 NMP/100 mL e de *Escherichia coli* de 5 NMP/100 mL em águas de lavagem de filtros de estação que utiliza sulfato de alumínio como coagulante.

### 3.2.2 Tecnologias de Tratamento e Disposição Final

Na última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada pelo IBGE em 2008 são listados os municípios com sistemas de tratamento de água, geração de lodo e seu destino (FIGURA 2). Fica evidente que a maior parte das estações envia seus resíduos de volta aos cursos hídricos e que as outras opções de destinação não são comumente utilizadas (IBGE, 2010).

Figura 2- Geração de lodo e destinação final no Brasil

Grandes Regiões e Unidades da Federação	Municípios									Não há geração de lodo
	Total	Com geração de lodo no processo de tratamento da água								
		Total	Destino do lodo gerado							
			Rio	Mar	Terreno	Aterro sanitário	Incineração	Rea- provei- tamento	Outro	
Brasil	5 564	2 098	1 415	7	463	83	1	50	247	1 264

Fonte: Adaptado de IBGE (2010).

As alternativas de tratamento para lodos de ETA são variadas, havendo tecnologias que necessitam de processos prévios de secagem ou adensamento. As mais comumente

citadas se referem à incorporação do lodo no solo e na fabricação de materiais para construção civil. Neste contexto, os tratamentos mais utilizados estão descritos e exemplificados nos itens subsequentes.

### **3.2.2.1 Secagem ou desidratação e adensamento**

O tratamento e disposição final do lodo de ETA possui elevado custo devido aos grandes volumes produzidos, assim é desejável que seja realizada redução do seu volume através da drenagem da água livre e secagem (ACHON, 2008). Com a retirada da água livre, o lodo é adensado, tornando-se mais simples o seu transporte para posterior tratamento ou disposição (RICHTER, 2001). Os sistemas naturais para secagem de lodo incluem as lagoas de lodo e os leitos de drenagem. O primeiro sistema necessita de grande área disponível e está sujeito as condições climáticas, visto que a evaporação da água faz parte do processo. Os leitos de secagem têm vantagem frente às lagoas, pois se utilizam de meio filtrante para remoção da água, diferentemente das lagoas, em que o líquido sobrenadante é removido. Também estão sujeitos às condições climáticas, porém é comprovado que o tempo de secagem é menor (ACHON, 2008). Os métodos para desidratação mecânica incluem filtros prensa, filtração a vácuo e centrifugação.

O adensamento do lodo pode ser realizado através de gravidade, em que o lodo permanece em tanque por determinado período e o sobrenadante é removido. Pode ser realizado através de adensadores contínuos, que possuem o mesmo funcionamento de decantadores de manto de lodo, aonde há remoção da água clarificada e do lodo separadamente. Por fim, o adensamento também é realizado por flotação a ar dissolvido, em que a água pressurizada é inserida em tanque com lodo, propiciando a formação de bolhas de ar que aderem aos flocos e os fazem flutuar, podendo ser removidos (RICHTER, 2001).

### **3.2.2.2 Construção civil**

Na construção civil, a incorporação do lodo na fabricação de concreto traz benefícios econômicos e ambientais, uma vez que reduz a quantidade de resíduo lançada no ambiente e a extração de matéria prima (TAFAREL et al., 2016). Estudos como de Araújo et al. (2015) e Tafarel et al. (2016) verificaram a viabilidade de incorporação de lodo de ETA na produção de cerâmicas, como tijolos e telhas e na produção de artefatos de cimento, encontrando

resultados satisfatórios em baixas concentrações que giram em torno de 5 a 10 %. Já Rodrigues e Holanda (2013) encontraram resultados satisfatórios na incorporação de lodo na fabricação de tijolos solo-cimento, porém em concentrações muito limitadas, pois verificaram significativas alterações nas características do material.

Lucena et al. (2016) constataram, através de análises físicas e químicas e mecânicas, a possibilidade de utilização de lodos de ETA para pavimentação, mais especificamente como base para tal. Existem também estudos de incorporação de lodo em painéis de madeira agregados, que utilizam resíduos de madeira. Para tal finalidade, faltam análises e testes para comprovação da eficiência na incorporação do lodo (DA SILVA et al., 2015). Cabe salientar que em todos os estudos referentes à incorporação de lodo em diferentes materiais, citados anteriormente, não foram realizadas análises econômicas, ou seja, não é possível garantir a viabilidade econômica de tais tratamentos.

### **3.2.2.3 Recuperação de coagulantes**

A regeneração de coagulantes, ou seja, a extração do coagulante do lodo de ETA é uma alternativa no tratamento deste resíduo. Dentre suas vantagens está a recuperação de um recurso, o coagulante, e a minimização do resíduo, o lodo. Em virtude da qualidade do coagulante regenerado ser inferior, sua utilização não é adequada para o tratamento de água, sendo indicado para uso em ETEs. Considerando que 50 a 75 % dos resíduos são compostos por hidróxidos de alumínio e ferro, o processo de recuperação é realizado através de ajuste do pH do lodo para que ocorra a solubilização destes hidróxidos (FREITAS et al., 2005; LIBÂNIO, 2010). O lodo restante sofre grande redução de massa e volume, porém necessita ser encaminhado para tratamento posterior ou disposição final adequada.

### **3.2.2.4 Aplicação no solo**

Conforme Richter (2001), a disposição de lodo no solo é uma alternativa viável considerando alguns fatores como proximidade entre a área de disposição e estação de tratamento. Este ressalta que a aplicação de lodos de sulfato de alumínio ou cal (proveniente de processos de abrandamento), aumenta a porosidade do solo e sua capacidade de reter umidade. Porém o volume a ser aplicado no local deve ter como base estudo das necessidades do solo.

Por sua característica de aumentar a porosidade e umidade do solo, o lodo de ETA pode ser utilizado na regeneração de áreas degradadas conforme mostra o estudo de Bittencourt et al. (2012), obtendo maior eficiência se associada à disposição de lodo de ETE. Para utilização como adubo, De Sousa Oliveira et al. (2015) não encontraram resultados significativos que possam indicar este uso, porém há diferenças nos lodos produzidos e nas necessidades de cada solo.

### **3.2.2.5 Disposição em aterros sanitários**

Devido à sua classificação como resíduo sólido segundo a NBR 10004/2004, o lodo de ETA pode ter como destinação final o aterro sanitário. Através de ensaios de classificação de resíduos é possível identificar a classe pertencente. A bibliografia classifica lodos de ETA como resíduos Classe II A, não inertes.

Richter (2001) cita que a disposição em aterros sanitários é usualmente uma alternativa não utilizada devido ao seu alto custo. Guerra e Angelis (2005) citam a importância do conhecimento da capacidade de biodegradação do lodo, em função das reações com outros resíduos depositados em aterros. Segundo Andreoli (2001), quando lodos contendo metais são dispostos em aterros, sofrem processo de estabilização e a fração orgânica pode ser degradada.

### **3.2.2.6 Lançamento em recurso hídrico**

Segundo Libânio (2010), o lançamento de resíduos de ETAs em corpos hídricos é a prática mais comum no Brasil. Conforme Richter (2001), este lançamento pode ser feito sob certas condições e em função da capacidade do curso hídrico. Como este lançamento está atrelado à quantidade de sólidos, o autor cita que para lançamento em corpo hídrico e em rede coletora de esgotos esta quantidade deve ser de 1 a 8%.

Este lançamento *in natura* dos resíduos pode causar diversos problemas ambientais e à saúde humana, uma vez que a água dos cursos hídricos é novamente coletada para tratamento. O aumento das concentrações de metais e de sólidos pode interferir no ciclo de nutrientes como fósforo, alterar características como cor, turbidez, pH e ainda causar assoreamento (ASSIS, 2014).

### 3.3 Legislação

A Política Nacional do Meio Ambiente promulgada em 1981 dispõe sobre as questões legais referentes à preocupação ambiental e, da mesma maneira a Lei de Crimes Ambientais de 1998, determina que o lançamento indevido de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos gera pena de reclusão (BRASIL, 1981). Ainda neste contexto, a Política Nacional de Recursos Hídricos, submete o lançamento indiscriminado dos lodos de ETAs nos corpos hídricos ao processo de outorga (BRASIL, 1997).

A norma técnica NBR 12.216, já citada, resolve questões pertinentes ao projeto de ETAs, porém não define padrões para destinação dos resíduos gerados. Segundo a norma técnica NBR 10.004/2004, o lodo proveniente de sistemas de tratamento de água é definido como resíduo sólido, portanto deve ser gerenciado, tratado e disposto conforme os critérios nela definidos. Através de ensaios de caracterização do lodo, é possível o enquadramento em uma das classes de resíduos sólidos. Conforme Andreoli (2006), diferentes ensaios realizados no país enquadram os lodos como resíduo Classe II A, não inerte, tendo como consequência sua possível disposição final em aterros sanitários. Cabe salientar que o objetivo da Política Nacional de Resíduos Sólidos é a não geração, redução, reuso e disposição final adequada para os resíduos sólidos gerados no Brasil (BRASIL, 2010).

Devido à disposição final em recursos hídricos ser amplamente difundida no país, deve-se citar a Resolução CONAMA 430 de 2011 que dispõe sobre os padrões de lançamento de efluentes. Conforme disposto na Resolução, o efluente lançado não pode alterar as características do corpo receptor. No Rio Grande do Sul, o lançamento de efluentes submete-se ainda a resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA) nº 355 de 2017, que além de padrões estabelece que a vazão de lançamento não pode implicar na mudança da qualidade do corpo hídrico.

### 3.4 Biodigestão anaeróbia

Os lodos de ETAs têm como característica baixa biodegradabilidade, especialmente por possuírem uma relação DQO/DBO alta e, hidróxidos de alumínio e ferro em decorrência dos coagulantes utilizados. A escolha por coagulantes naturais traz propriedades biodegradáveis aos lodos, podendo este ser submetido a tratamentos diferenciados dos

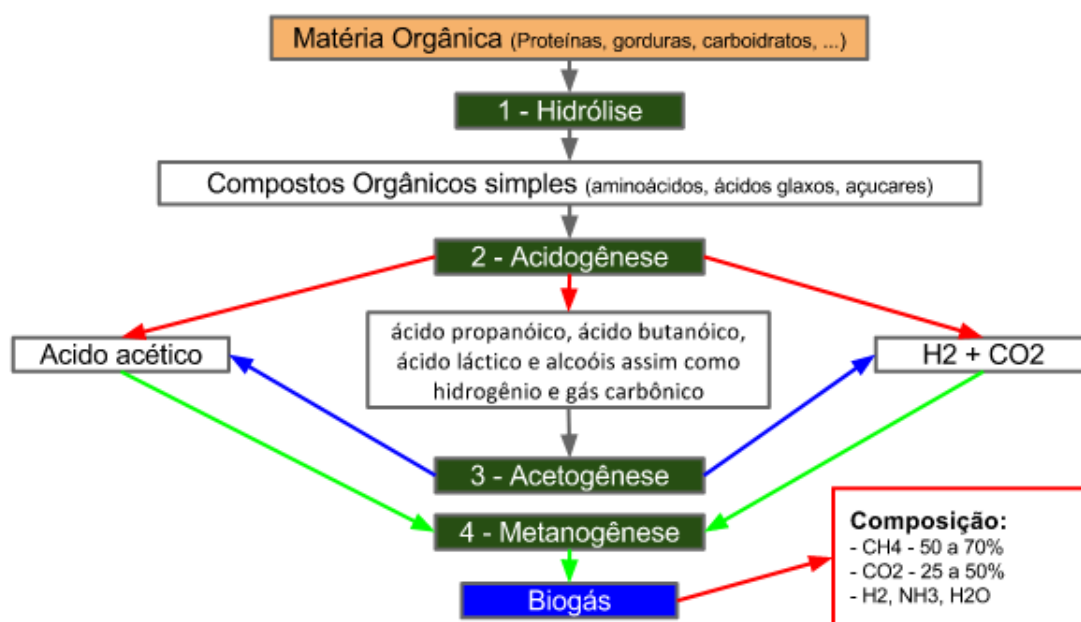


atualmente empregados. Neste ponto a estabilização por biodigestão anaeróbia torna-se mais uma alternativa de tratamento a ser avaliada.

A degradação via anaeróbia é cabível a todos compostos orgânicos, porém torna-se mais eficiente quando a biomassa possui grande fração biodegradável. A digestão anaeróbia é muito utilizada para bioestabilização da fração orgânica de diferentes materiais como no tratamento de resíduos sólidos, de dejetos animais, de lodos de ETEs, de lixo urbano, de efluentes industriais (alimentícios) e ainda de esgotos domésticos (CHERNICHARO, 2007).

Biodigestão anaeróbia é uma técnica utilizada como tratamento biológico, em que a conversão energética da biomassa ocorre através de processos naturais de fermentação (ORRICO, 2016). Neste processo, microrganismos anaeróbios degradam a matéria orgânica e há produção de biogás, que pode ser utilizado como uma fonte energética alternativa e de biofertilizantes ao final do processo (XAVIER; LUCAS JUNIOR, 2010). O processo de digestão anaeróbia pode ser dividido em quatro fases distintas conforme pode ser visualizado na Figura 3.

Figura 3 - Fases da digestão anaeróbia



Fonte: <http://www.portaldobiogas.com/biodigestao-anaerobia/>

**Hidrólise:** nesta fase ocorre a degradação das moléculas complexas em compostos mais simples, solúveis. Através da ação de bactérias hidrolíticas, há degradação de proteínas

em peptídeos e aminoácidos, polissacarídeos em monossacarídeos e gorduras em ácidos graxos (KARLSSON et al., 2014).

**Acidogênese:** esta etapa é conhecida também como fermentação, uma vez que nela atuam bactérias fermentativas acidogênicas. Os compostos já reduzidos são simplificados novamente e há produção de ácidos orgânicos (acético, butírico e láctico), álcoois, amoníaco e, ainda hidrogênio e dióxido de carbono (HASAN, 2016; KARLSSON et al. , 2014).

**Acetogênese:** durante esta etapa, as bactérias acetogênicas agem sobre o material já degradado nas etapas anteriores convertendo-a em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono. O excesso de hidrogênio é prejudicial a essas bactérias, sendo assim as bactérias metanogênicas devem consumir rapidamente o hidrogênio produzido (NETO et al., 2010).

**Metanogêse:** na quarta etapa do processo há formação de gás metano a partir da conversão dos subprodutos das três etapas anteriores como o ácido acético, hidrogênio e gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ). Tais bactérias são sensíveis a variações bruscas no sistema como variações de pH e substâncias tóxicas presentes na biomassa (CASSINI, 2003).

### 3.4.1 Fatores intervenientes e controle laboratorial na biodigestão anaeróbia

O processo de biodigestão anaeróbia possui fatores condicionantes para sua eficiência e manutenção dos microrganismos atuantes. São eles a inexistência de oxigênio, a temperatura, acidez, alcalinidade, pH, nutrientes, teor de sólidos, umidade, tempo de detenção e substâncias inibidoras (HASAN, 2016). Para o conhecimento do substrato utilizado e da eficácia do processo de biodigestão anaeróbia empregado, se faz necessário um acompanhamento laboratorial. Neste podem ser avaliados parâmetros fundamentais para o bom funcionamento do processo como pH, DBO, DQO, nitrogênio, amônia e teor de sólidos totais, fixos e voláteis e ainda a presença de fósforo.

A ausência de oxigênio é condicionante no processo de formação de biogás, uma vez que os microrganismos são anaeróbios. A vedação do reator proporciona ambiente ótimo para bactérias formadoras de metano ( $\text{CH}_4$ ), as quais sem elas este gás não seria formado e haveria somente produção de  $\text{CO}_2$  (NETO et al., 2010).

Cassini (2003) enfatiza que a temperatura é um fator essencial para a digestão anaeróbia, pois os microrganismos são muito suscetíveis a variações bruscas. As faixas de temperatura adequadas são a mesofílica (35 a 45 °C) e a termofílica (50 a 60 °C).

Os principais nutrientes requeridos pelos microrganismos são carbono, nitrogênio e sais minerais. A relação entre esses nutrientes deve ser suficiente para manutenção da atividade bacteriana dentro do reator (NETO et al., 2010). A relação C/N, é fundamental para formação de ácidos orgânicos digeridos pelas bactérias para formação de biogás. A relação C/N observada para o melhor desempenho do processo, fica em 20-30/1 na fase inicial do experimento e de 10-13/1 para que o material seja considerado estabilizado (SGORLON et al., 2011).

O carbono orgânico total é considerado ainda, como um indicador de matéria orgânica para águas naturais e residuárias (LIBÂNIO, 2010). O nitrogênio destaca-se no crescimento microbiano sendo sua presença fundamental neste processo, assim como o fósforo que é encontrado em águas e efluentes na forma de fosfatos (CHERNICHARO, 2007). Em processos de digestão anaeróbia sua presença é relacionada com o carbono, podendo influenciar negativamente no processo caso não estejam em uma boa proporção (KARLSSON, 2014). Já a amônia em sua forma livre  $\text{NH}_3$  é caracterizada por ser tóxica e inibidora dos microrganismos presentes na biodigestão anaeróbia, sendo fundamental sua avaliação antes do processo (CHERNICHARO, 2007).

Segundo Neto et al. (2010), o material a ser digerido deve possuir um teor de umidade entre 90 a 95% em relação ao peso, pois valores muito baixos podem prejudicar a produção de biogás. Para sólidos, a bibliografia traz valores entre 8 a 10 %, não devendo este valor ser excedido, pois há prejuízo das atividades microbianas.

O tempo de detenção hidráulico está relacionado com o teor de sólidos totais (ST) presentes no material, sendo considerado o tempo necessário para que ocorra a degradação dentro do reator. O tempo de detenção pode variar de 10 a 25 dias, dependendo do substrato utilizado (KARLSSON et al, 2014).

A faixa de pH mais indicado para digestão anaeróbia é próxima a neutralidade pois as bactérias produtoras de metano exigem pH de 6,5 a 8,0. Na acidogênese, as bactérias produzem ácidos, porém na fase de metanogênese estes são consumidos, mantendo o a

neutralidade do meio. Sendo assim, um excesso de produção de ácidos acarreta inibição da produção de metano (CASSINI, 2003).

A DBO expressa o consumo de oxigênio necessário para as bactérias estabilizarem biologicamente a matéria orgânica carbonácea, indicando também a concentração de carbono biodegradável (LIBÂNIO, 2010). Para biodigestão anaeróbia é um parâmetro monitorado juntamente com a DQO, podendo ser estimado o teor de carbono de fácil degradação através dessa relação (CHERNICHARO, 2007). A DQO por sua vez, pode ser definida como a quantidade de oxigênio necessária para degradação química da matéria orgânica, apresentando valores superiores a DBO (RICHTER; NETTO, 2013). Em processos anaeróbios a carga orgânica é diretamente relacionada com a DQO, sendo necessário seu conhecimento para obtenção das melhores condições para o tratamento.

O teor de sólidos totais e voláteis são parâmetros a serem monitorados para o bom funcionamento da biodigestão anaeróbia, sendo utilizado para controle e dimensionamento de unidades de tratamento. São obtidos através da secagem e pesagem das amostras, obtendo-se resultados em percentual como os testes realizados neste trabalho, ou em mg/L quando há medição da amostra.

### **3.4.2 Biogás**

Com o aumento da demanda mundial por combustíveis, a busca por alternativas menos poluentes vem aumentando. Sendo assim, a utilização de biomassa para geração de biogás é uma destas alternativas, havendo diversas pesquisas a ela relacionadas pelo mundo. O biogás tem sua origem no processo de biodegradação anaeróbia de matéria orgânica, sendo uma fonte de energia de fácil utilização e não poluente.

Conforme Neto et al. (2010), o biogás é definido como:

Uma mistura gasosa feita principalmente, de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e de metano ( $\text{CH}_4$ ). Tem uma baixa densidade e é mais leve que o ar, apresentando desta forma menores riscos de explosões, já que a sua acumulação se torna mais difícil que a dos demais gases.

Em condições normais de produção, o biogás não é tóxico devido a sua baixa concentração de monóxido de carbono. Porém a presença de metano pode acarretar problemas de corrosão com materiais como latão e cobre, em função do gás sulfídrico. O gás metano é

considerado o combustível do biogás, tendo seu poder calorífico relação com a sua pureza e a sua proporção na mistura gasosa. O mesmo pode ser produzido de forma natural, em pântanos, lagos e oceanos. De forma antropogênica, sua produção está condicionada ao uso de combustíveis fósseis, queima de biomassa, tratamento de efluentes e disposição de resíduos sólidos em aterros (CASSINI, 2003).

Com a finalidade de aprimorar o processo de produção de biogás, diferentes estudos buscam novas opções de biomassa ou de combinações entre substratos e inóculos (material já degradado em biodigestor). Por necessitar de tecnologia relativamente simples e de fácil operação para sua produção, o biogás não apresenta restrições geográficas, podendo trazer benefícios às comunidades e ao meio ambiente (XAVIER; LUCAS JÚNIOR, 2010; CASSINI, 2003).

Desta maneira, em qualquer processo de biodigestão anaeróbia haverá formação de biogás, podendo seu potencial energético ser explorado ou não. A produção de biogás, contudo, é a evidência da eficiência das ações microbiológicas no digestor, podendo ser utilizada como parâmetro para remoção da biomassa já decomposta, uma vez que esta baixa produção indicada que a matéria orgânica já foi degradada (NETO et al., 2010).

### **3.4.3 Biofertilizante**

Considerado subproduto da biodigestão anaeróbia, o biofertilizante é indicado para fertilização de solos, uma vez que sua utilização traz benefícios biológicos, químicos e físicos, devolvendo produtos ao solo (NETO et al., 2010). Entre os nutrientes devolvidos ao solo pelo biofertilizante se destacam nitrogênio, fósforo, potássio e amônia (KARLSSON et al, 2014). No Brasil a produção, distribuição e comércio de biofertilizantes é regulamentada pela Resolução CONAMA nº 375 de 2006 e pelo Decreto nº 4.954 de 14 de janeiro de 2004.

As características do biofertilizante são determinadas pela biomassa utilizada, e quanto mais limpa a mesma for, sem presença de contaminantes, o seu uso como fertilizantes é mais indicado (KARLSSON, et al, 2014). A sua utilização favorece a multiplicação de microrganismos no solo, aumentando sua qualidade e favorecendo a produção.

A disposição de lodos de ETAs no solo é uma alternativa empregada como disposição final para este resíduo. Contudo, essa prática é limitada conforme as características do lodo, pois não pode haver impactos negativos ao solo receptor (BITTENCOURT et al., 2012).

Neste contexto a disposição de lodo de ETA que passou por processo de tratamento, como a degradação anaeróbia, por exemplo, pode ser mais interessante, uma vez que sua carga orgânica foi reduzida e possíveis patógenos eliminados.

#### **3.4.4 Biodigestores**

Biodigestor é uma câmara/reator fechado hermeticamente, aonde ocorre a biodegradação da biomassa adicionada, através da digestão anaeróbia, produzindo biogás e biofertilizante (TARRENTO; MARTINEZ, 2006). Existem diferentes tipos de biodigestores como indiano, paquistanês, chinês, sendo estes os mais utilizados no Brasil. Basicamente são classificados com a frequência de operação sendo biodigestores em batelada e contínuos (NETO et al. 2010).

Biodigestores utilizados em batelada são alimentados de forma descontínua, uma única vez, e possuem construção mais simplificada em relação a outros formatos (XAVIER; LUCAS JÚNIOR, 2010). Este processo é utilizado quando a necessidade de consumo de biogás é baixa, ou quando não é possível a alimentação contínua do digestor. A alimentação ocorrerá de novo quando a produção de biogás cair, o que indica que a matéria orgânica já foi degradada. O processo contínuo tem sua principal diferença na alimentação diária com biomassa, podendo esta ser diluída ou triturada para sua melhor solubilização (NETO et al., 2010).

#### **3.4.5 Estabilização de lodos através de biodigestão anaeróbia**

O processo de estabilização através da biodigestão anaeróbia é amplamente utilizado para lodos de ETEs, uma vez que a geração destes resíduos é elevada e este sistema mostra resultados satisfatórios para degradação da matéria orgânica e inorgânica presente em grandes quantidades neste tipo de resíduos. Dentre os objetivos da estabilização de lodos está a eliminação de patógenos, podendo ser necessária a utilização de tecnologias conjuntas a digestão anaeróbia (CASSINI, 2003). Pode-se citar ainda que há necessidade de avaliação da quantidade de lodo gerada, integração do processo de estabilização com outras etapas de tratamento e os parâmetros que devem ser atingidos ao final do processo conforme legislação.

Para lodos de ETAs, as tecnologias de tratamento são bem variadas, porém especificamente para digestão anaeróbia a bibliografia se mostrou escassa. Em seu estudo Escobar (2001), analisa a probabilidade de utilização desta técnica para águas de lavagem de

filtros, mas como este resíduo tem características semelhantes aos lodos gerados é válido mencioná-lo.

Escobar (2001) avaliou a capacidade de degradação de lodo oriundo da clarificação da água de lavagem de filtros de uma ETA que utiliza sulfato de alumínio quando adicionado a um biodigestor anaeróbio de uma ETE. Pode-se verificar a eficiência do processo até certa razão volumétrica, o que mostra que não há inibição das atividades microbianas nestas condições. Os dados obtidos pelo autor são apresentados na Tabela 4. A eficiência é medida através da AME (atividade metanogênica específica), que pode ser considerada como a capacidade máxima de produção de metano. Para este estudo foi considerada satisfatória até a razão volumétrica de 86 %, com a adição de um percentual maior de lodo de ETA a AME apresentou valores inferiores.

Tabela 4 - Experimento realizado com lodo de ETA em biodigestor de uma ETE

<b>Característica</b>	<b>R1</b>	<b>R2</b>	<b>R3</b>	<b>R4</b>	<b>R5</b>
<b>Volume do inóculo (mL)</b>	118	118	118	118	118
<b>Volume de lodo de ETA (mL)</b>	0	31	61	102	183
<b>Razão volumétrica (%)</b>	0	26	52	86	155
<b>AME (gCH<sub>4</sub>-DQO/gSSVd)</b>	10,18	10,76	9,89	9,74	6,84

R1, R2, R3, R4 e R5 reatores utilizados na digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de Escobar (2001).

### 3.4.6 Codigestão anaeróbia

A codigestão de substratos orgânicos pode ser uma alternativa para melhorar o desempenho da digestão anaeróbia. Segundo Braun e Wellinger (2003), a codigestão é a digestão simultânea de dois ou mais substratos, sendo empregada mais comumente quando há um substrato principal que é misturado com pequenas quantidades de substratos adicionais. Esta prática melhora a produção de biogás e ainda pode trazer benefícios econômicos.

No que condiz ao processo de digestão o uso de mais substratos reflete de forma favorável na produção de metano, uma vez que a relação carbono: nitrogênio: fósforo (C: N: P) pode ser equilibrada e, as características dos co-substratos podem minimizar potenciais inibidores ou tóxicos através da sua complementação (CARNEIRO, 2009). Como citado por Braun e Wellinger (2003), há maior homogeneização da mistura quando utilizados substratos de características mais sólidas juntamente com materiais mais líquidos. É possível ainda equilibrar as cargas orgânicas no digestor, estabilizar a umidade do meio e estabelecer um tempo de detenção hidráulico (TDH) estável (DA SILVEIRA, 2016).

O compartilhamento de estruturas e equipamentos pode trazer vantagens econômicas na codigestão. Por vezes o resíduo ou substrato não é gerado em quantidades suficientes que justifiquem a construção de reatores anaeróbios inviabilizando este tratamento, o incremento de outros substratos pode ser uma solução (DA SILVEIRA, 2016; CARNEIRO, 2009).

#### **3.4.7 Lodo de ETE**

O tratamento de efluentes possui diferentes sistemas e unidades de tratamento em que o efluente é submetido a processos químicos, físicos e biológicos, gerando como lodo como resíduo. Este lodo caracteriza-se por ser uma mistura de matéria orgânica, coloides e minerais e assim como o lodo de ETA suas características variam conforme o sistema de tratamento utilizado e o efluente tratado (LEE; SANTOS, 2011).

Os lodos são gerados principalmente nas unidades biológicas dos sistemas de tratamento, tanto aeróbias quanto anaeróbias. As unidades anaeróbias possuem como vantagem uma produção menor de lodo e obtenção de lodo já estabilizado ao final do processo (CHERNICHARO, 2007). Estes lodos biológicos possuem grande atividade microbiana, altos teores de umidade, em torno de 40 % de sua massa em matéria orgânica, e nutrientes como nitrogênio e fósforo (VON SPERLING, 2005). Podem possuir ainda diferentes patógenos e metais em diferentes concentrações (MARTINS, 2016).

Como destinação estes resíduos podem ser enviados para aterros, para incineração ou aplicação no solo. O grande problema do lodo de ETE está no elevado volume produzido diariamente e, associado ao aumento da populacional tende a crescer ainda mais. Dentro desta problemática a destinação deste resíduo vem sendo estudada e entre as alternativas encontra-se sua utilização como fonte de energia (LEE; SANTOS, 2011).



Para este estudo optou-se pela codigestão de lodos fundamentalmente pelas características supracitadas do lodo de ETA. Por possuir propriedades não biodegradáveis o lodo de ETA, seria deficiente em alguns requisitos para a eficiência da biodigestão anaeróbia. A opção por um coagulante orgânico confere, segundo a bibliografia, características biodegradáveis ao lodo aumentando a viabilidade de seu tratamento por este processo. Já a mistura de lodo de ETE pode trazer benefícios ainda maiores, quanto à disponibilidade de nutrientes e carga orgânica disponível, gerando um aumento na eficiência do processo.

## **4 METODOLOGIA**

O presente estudo foi realizado nos laboratórios de Biorreatores e Saneamento Ambiental da Universidade do Vale do Taquari, entre os meses de junho e agosto de 2017. A parte experimental pode ser dividida em duas etapas principais, na primeira foram analisados os coagulantes tanino e sulfato de alumínio, com a finalidade de realizar um comparativo de sua eficiência no processo de coagulação/floculação com água de rio. Na segunda etapa foram realizados os testes de biodigestão anaeróbia com os lodos de tratamento de água em codigestão com lodo de ETE, a fim de verificar sua capacidade de estabilização por este processo.

### **4.1 Composição das amostras**

Com o propósito de analisar a estabilização de lodos de ETA por biodigestão anaeróbia, foram utilizadas amostras de lodo de tanino (LT), lodo de sulfato de alumínio (LSA) e sua mistura com lodo de ETE, o que justifica a utilização do termo codigestão de lodos. O LT foi obtido através da realização de testes de coagulação/floculação em escala laboratorial, teste de jarros, e o LSA foi coletado em uma ETA de ciclo completo, durante o procedimento de lavagem do decantador (FIGURA 4). Esta diferenciação na origem dos lodos ocorre devido ao fato de o tanino não ser utilizado em estações de tratamento de água de distribuição na região, ao contrário do sulfato de alumínio que é o produto mais utilizado. Para conferir características de origem semelhantes a estes lodos, a água utilizada para os testes com tanino foi coletada na adutora de água bruta da mesma estação de origem do LSA. O lodo de ETE (LETE) foi coletado junto à estação que utiliza um sistema anaeróbio.

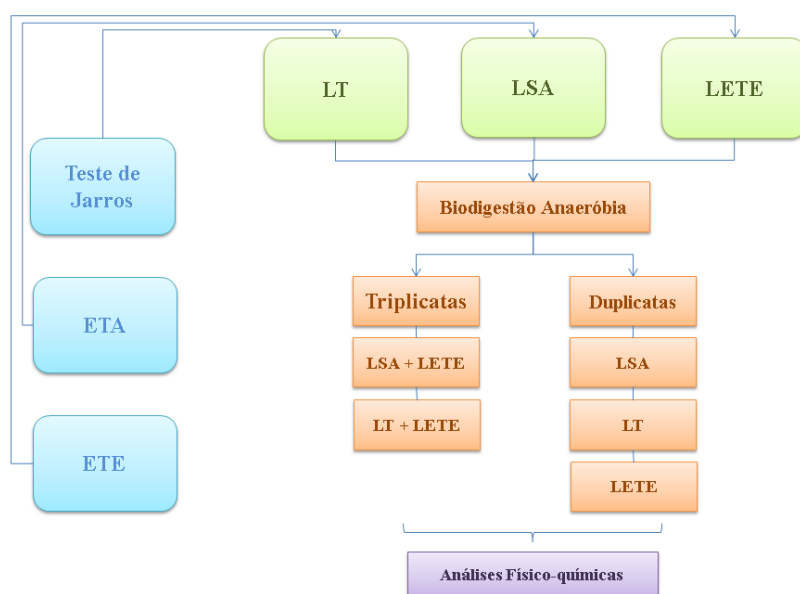
Figura 4- Coleta de LSA durante lavagem do decantador



Fonte: Autora, 2017.

Os lodos foram avaliados separadamente e foram realizadas duas misturas, de LT e LETE e de LSA e LETE. Cabe salientar que não foi empregado nenhum método específico para o controle do volume de água presente nos lodos, este foi por método visual em que o lodo foi deixado em repouso por 24 horas e a água em excesso foi removida com auxílio de pipetas. A Figura 5 exemplifica a composição e distribuição das amostras que foram submetidas a biodigestão anaeróbia.

Figura 5- Fluxograma da composição das amostras



Fonte: Autora, 2017.

Para os testes de biodigestão anaeróbia os reatores foram preenchidos com 600 mL, foram montadas duas triplicatas, em que foi realizada a mistura de 50% (300 mL) de lodo de ETA e 50 % (300 mL) de lodo de ETE. A escolha desta proporção foi baseada nos princípios de codigestão, que segundo Braun e Wellinger (2003), independe da razão entre os substratos utilizados. As triplicatas tiveram a seguinte composição:

**Triplicata 1:** 50 % de LETE (300 mL) e 50 % de LT (300 mL)

**Triplicata 2:** 50 % de LETE (300 mL) e 50 % de LSA (300 mL)

Além das triplicatas foram mantidas três duplicatas, com os lodos em separado, para monitoramento das características individuais de estabilização de cada um tendo a seguinte composição:

**Duplicata 1:** LT (300 mL)

**Duplicata 2:** LSA (300 mL)

**Duplicata 3:** LETE (300 mL)

#### **4.2 Testes de clarificação de água**

O processo de coagulação/floculação de águas é extremamente importante para que o sistema de tratamento empregado seja efetivo. A realização de testes em escala laboratorial torna-se fundamental para escolha do coagulante e de produtos coadjuvantes e, da dosagem mais adequada a ser utilizada, baseadas nas características da água a ser tratada.

A água utilizada neste estudo foi retirada do Rio Taquari, através da captação da ETA localizada no município de Arroio do Meio, RS. A coleta foi realizada junto à adutora de água bruta na chegada da estação na qual foi realizada também a coleta de LSA. A escolha deste ponto justifica-se pelo fato da água estar em condições iguais às utilizadas ao tratamento realizado na cidade, uma vez que um dos lodos utilizados na segunda etapa do trabalho foi coletado na mesma estação. Após a coleta, as amostras foram transportadas em recipientes plásticos adequados com capacidade de 20 L até o laboratório.

#### 4.2.1 Escolha dos coagulantes

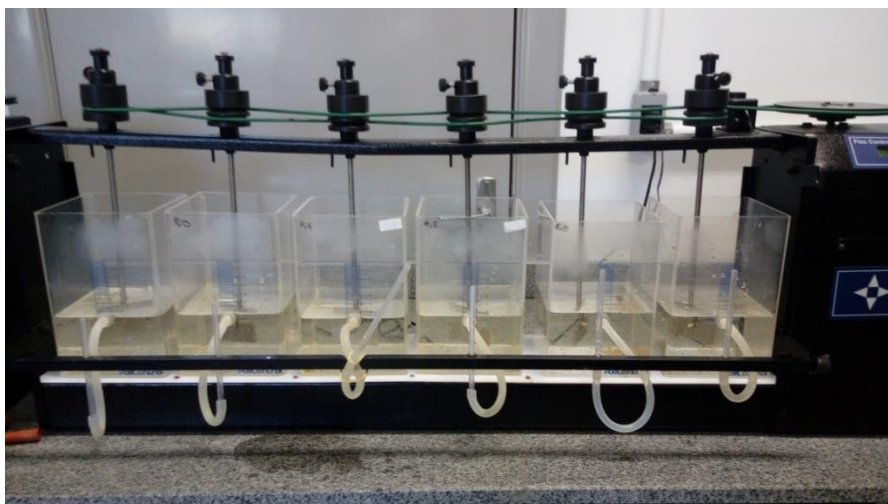
O coagulante orgânico escolhido é o Tanfloc SL produzido pela Tanac S.A, a partir da planta acácia negra. É definido como um polímero orgânico catiônico de baixo peso molecular e pode ser obtido em diferentes concentrações, em forma de líquido ou pó. Tem como característica a não alteração de pH da água tratada, pois não consome alcalinidade do meio, e é efetivo em faixas de pH de 4,5 a 8,0, segundo especificações do fabricante.

Como coagulante inorgânico optou-se pelo sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ) por ser amplamente utilizado em ETAs convencionais. O produto utilizado encontra-se em estado líquido, com concentração de 65%, e segundo Libânio (2010) pode ser utilizado em faixa de pH que varia de 6,3 a 8,5. O produto utilizado foi obtido junto a empresa que realiza o tratamento e abastecimento de água na cidade de Arroio do Meio.

#### 4.2.2 Teste de Jarros (*Jar Test*)

A partir da realização do Teste de Jarros (*Jar Test*), é possível determinar a dosagem ideal do coagulante utilizado bem como de outros produtos eventualmente utilizados no tratamento de águas. Para execução do ensaio foi utilizado o equipamento FlocControl da marca Policontrol, que conta com 6 provas com capacidade de 1L cada (FIGURA 6). Para garantir a dosagem correta dos coagulantes, os mesmos foram diluídos a concentração de 1%, o que na prática significa que a cada 1 mL dosado corresponde a 10 mg/L de coagulante (FIGURA 7).

Figura 6- Aparelho de Jar Test



Fonte: Autora, 2017.

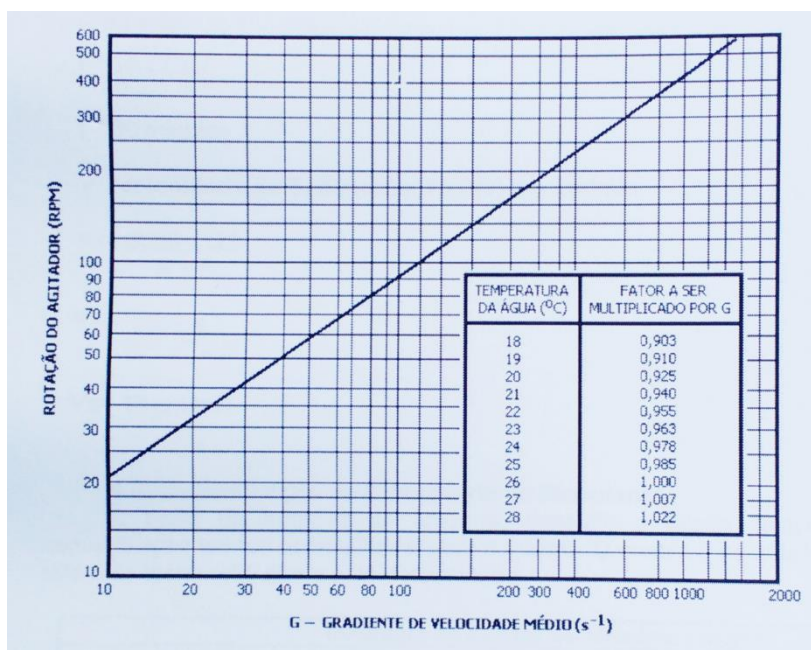
Figura 7- Sulfato de alumínio e tanino diluídos a 1%



Fonte: Autora, 2017.

Para simular as unidades de coagulação e floculação consideram-se gradientes de valores intermediários as faixas recomendadas, foram utilizados o  $G_{MR}$  de  $850 \text{ s}^{-1}$  em um  $T_{MR}$  de 30 segundos, e de  $G_F$  de  $50 \text{ s}^{-1}$  para um  $T_F$  de 1500 segundos. A rotação necessária para se alcançar os gradientes de velocidade foram retirados do gráfico apresentado na figura 8, retirado do manual de operação do aparelho.

Figura 8- Gráfico para Gradiente de Velocidade



Fonte: Manual de operação FlocControl, 2011.

Foi realizado um teste com tanino e sulfato de alumínio utilizando água de rio com características “in natura”. Para o teste foi verificada a dosagem mínima de sulfato de

alumínio necessária para coagulação bem como seu pH ideal para o processo de coagulação. A partir desta dosagem mínima foram estipuladas as dosagens utilizadas para ambos coagulantes. Para o teste foram utilizadas as dosagens de 3,0, 3,5, 4,0, 4,5, 5,0 e 5,5 mL representando respectivamente 30, 35, 40, 45, 50 e 55 mg/L para ambos coagulantes. Cabe salientar que para o teste com sulfato de alumínio verificou-se a necessidade de alcalinização das amostras anteriormente a adição de coagulante, não se mostrando necessária esta etapa para o teste com tanino. Foi então adicionado o alcalinizante hidróxido de sódio (NaOH) a 0,1 N até obtenção do pH ótimo de 8,0.

A eficiência do processo de coagulação/floculação utilizando ambos coagulantes foi avaliada através de análises físicas e químicas da água bruta utilizada e da água clarificada para cada faixa de dosagem ao final do processo. Para tanto, as amostras permaneceram em repouso por 30 minutos após o fim do teste. Após foram realizadas análises de pH, turbidez, cor e condutividade da água bruta e da água clarificada obtida na execução do *Jar Test*.

Após o teste comparativo entre os coagulantes, foram realizados vários testes utilizando somente o coagulante tanino com a finalidade de produzir lodo para a segunda etapa do trabalho. Tal prática tornou-se necessária uma vez que não foi encontrada uma ETA de abastecimento pública que utiliza o tanino, ao contrário do sulfato de alumínio que é amplamente utilizado como já supracitado. Para tanto foram realizados testes até a obtenção de aproximadamente 2 L de lodo.

Com a obtenção dos resultados dos testes de jarros foi realizada uma análise econômica dos coagulantes tanino e sulfato de alumínio. Como base para estimativa de custos foi utilizado o volume de 1m<sup>3</sup> de água tratada e a quantidade de coagulante com base na dosagem escolhida como mais eficiente nos testes.

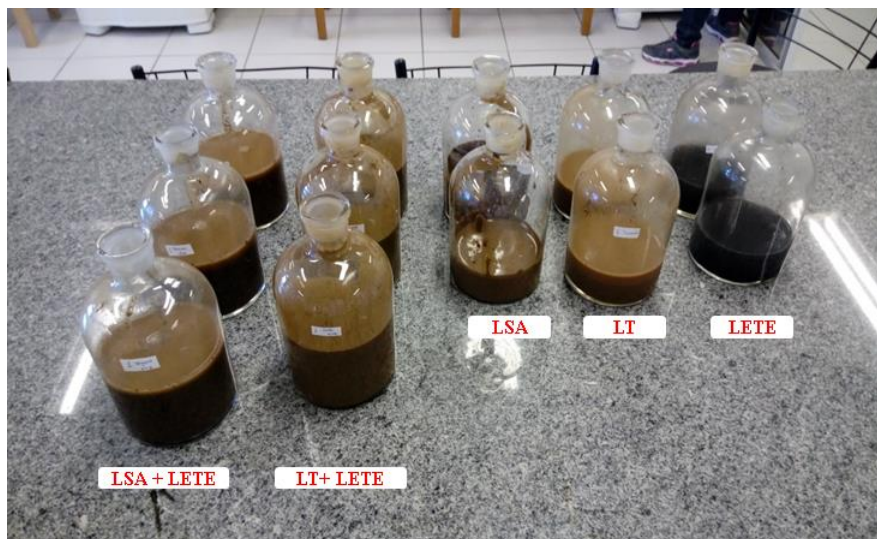
#### **4.3 Testes de biodigestão anaeróbia**

O estudo foi realizado em escala laboratorial e em reatores operados descontinuamente (batelada), a alimentação ocorreu somente no início do processo. Os reatores utilizados possuem volume total de 1 L e útil de 600 mL (FIGURA 9). Os mesmos foram fechados hermeticamente e mantidos em incubadora bacteriológica adaptada à temperatura mesofílica (35 °C) (FIGURA 10). Conectado a incubadora está o sistema automatizado de medição de



biogás, que controla os volumes produzidos diariamente, sendo possível realizar o *download* dos dados para elaboração de planilhas controle com o programa EXCEL.

Figura 9- Reatores preenchidos com amostras e prontos para incubação



Fonte: Autora, 2017.

Figura 10 - Incubadora bacteriológica e sistema de medição de biogás acoplado



Fonte: Autora, 2017.

O tempo de duração do monitoramento (TDH) foi estipulado em 30 dias, uma vez que a produção de biogás não pode ser utilizada como parâmetro para encerramento como indicado pela Norma Técnica da Associação Alemã de Engenheiros VDI 4630 de 2006. Segundo esta norma o encerramento pode ser feito quando a produção diária de biogás for inferior a 1 % do total acumulado, por três dias consecutivos. O teor de metano foi medido através do sensor específico *Advanced Gasmitter* da marca Provona Analysentechnik GmbH



& Co, apresentando os resultados em percentual. Durante a primeira semana do experimento a medição foi realizada 3 vezes, sendo esta frequência alterada para 1 vez nas semanas seguintes.

#### 4.4 Análises físicas e químicas

Houve realização de análises físicas e químicas nas duas etapas do estudo, porém foram avaliados parâmetros distintos condizentes com as características avaliadas em cada etapa. Na etapa de testes de clarificação, os parâmetros monitorados foram pH, cor, turbidez e condutividade para água bruta e clarificada. Já na fase de biodigestão anaeróbia, foram analisadas as amostras de lodo das 3 duplicatas e das 2 triplicatas desenvolvidas, pré e pós digestão para os parâmetros pH, DBO, DQO, fósforo, nitrogênio, carbono, amônia e sólidos totais, fixos e voláteis.

##### 4.4.1 Potencial Hidrogeniônico (pH), Turbidez, Cor e Condutividade

O pH das amostras foi medido com a utilização de pHmetro de bancada da marca DIGIMED modelo DM-22, que avalia a faixa entre 1 e 14, sendo valores inferiores a 7 de condição ácida e superiores a 7 de condição alcalina. O método consiste na inserção do eletrodo na amostra. A turbidez foi avaliada em turbidímetro de bancada da marca HANNA modelo HI88703, que utiliza método nefelométrico, ou seja, é medida a intensidade com que um feixe de luz passa pela amostra. A cor foi avaliada com a utilização de aparelho chamado colorímetro da marca DIGIMED modelo DM-COR e a condutividade através de condutivímetro da marca AZ Instrument modelo 86505 (FIGURA 11).

Figura 11- 1- pHmetro; 2- Turbidímetro; 3- Colorímetro; 4- Condutivímetro



Fonte: Autora, 2017.

#### 4.4.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Para determinação da  $DBO_5$ , o laboratório conta com o aparelho Oxitop® de marca WTW, que se baseia na medida de pressão em um sistema fechado, informando a quantidade de oxigênio consumida na degradação da matéria orgânica, após 5 dias. Sua faixa de leitura vai de 0 a 4000 mg/L, havendo necessidade de diluição quando a amostra pode apresentar alta carga orgânica.

O procedimento consistiu na inserção de amostra em frasco âmbar, o volume variou conforme a faixa de  $DBO_5$  a ser avaliada, juntamente com uma barra magnética e gotas de NTH 600, reagente que serve como inibidor da reação de nitrificação na amostra. Após, colocou-se um suporte de borracha na boca do frasco e pastilhas de hidróxido de sódio (NaOH). Os frascos foram incubados em estufa a 20 °C por cinco dias e, ao final deste período foi realizada a leitura no visor do equipamento.

#### 4.4.3 Demanda química de oxigênio (DQO)

A análise foi realizada conforme o Método Titulométrico de Refluxo Fechado 5220C descrito no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Este método consiste na digestão das amostras a 150 °C em sistema fechado, por duas horas, com solução padrão de dicromato de potássio ( $K_2CrO_7$ ) em meio fortemente ácido ( $H_2SO_4$ ). Ao final há titulação com sulfato ferroso amoniacal (FAS). A equação utilizada para o cálculo de DQO é a seguinte:

$$DQO \left( \frac{mg}{L} \right) = \frac{(BD-A) \times M_{FAS} \times 8000}{VA} \quad (1)$$

Em que:

BD: Volume de FAS utilizado para titular o Branco Digerido

A: Volume de FAS utilizado para titular a amostra

$M_{FAS}$ : Padronização do FAS

VA: Volume de amostra digerido

#### 4.4.4 Sólidos Totais, Fixos e Voláteis

A análise de sólidos totais (ST) consiste na adição de amostra em cápsulas de porcelana previamente calcinadas e pesadas. Estas cápsulas foram colocadas em estufa para secagem, em que permaneceram a aproximadamente 105 °C por 24 horas. Após a secagem, as cápsulas foram encaminhadas a dessecadores hermeticamente fechados até atingirem temperatura ambiente, para serem pesados novamente. O percentual de sólidos é obtido através da equação 2.

$$\text{Sólidos Totais (\%)} = \frac{(A-B) \times 100}{C-B} \quad (2)$$

Em que:

A: Peso da cápsula pós-estufa

B: Peso da cápsula

C: Peso da cápsula com amostra

A partir do valor de ST obtido foi possível encontrar os valores de sólidos voláteis (SV) e fixos (SF). A cápsula com material seco é colocada em forno tipo mufla por 4 horas, a 550 °C. Neste processo, houve a volatilização de substâncias presentes na amostra, através da calcinação. Novamente as amostras foram encaminhadas para o dessecador até atingirem temperatura ambiente e pesadas novamente. O cálculo de sólidos fixos e voláteis é expresso nas equações 3 e 4.

$$\text{Sólidos Voláteis (\%)} = \frac{(A-D) \times 100}{(A-B)} \quad (3)$$

$$\text{Sólidos Fixos (\%)} = \frac{(D-B) \times 100}{(A-B)} \quad (4)$$

Em que:

A: Peso da cápsula pós-estufa

B: Peso da cápsula

D: Peso da cápsula pós-mufla

#### 4.4.7 Carbono Orgânico Total (COT)

Para determinação de COT foi utilizado o Método de Oxidação via úmida 5310, baseado na metodologia descrita pelo *Standard Methods for Water and Wastewater Examination* (APHA, 2012).

O procedimento consiste na secagem das amostras em estufa a 105 °C por 24 horas, após foi macerada e pesada. Com a adição de dicromato de potássio 0,20 M e ácido sulfúrico à amostra, a mesma é encaminhada para chapa de aquecimento para digestão por 30 minutos. A amostra, avolumada com água deionizada a 250 mL, permaneceu em descanso e após adiciona-se ácido fosfórico e ferroína para posterior titulação com sulfato ferroso amoniacal (FAS). Para o cálculo do teor de COT utiliza-se a equação 5.

$$COT(\%) = \frac{9C(Vb-Va)}{g} \quad (5)$$

Em que:

Vb: volume gasto na titulação do branco

Va: volume gasto na titulação da amostra

g: massa da amostra

C: concentração de FAS

#### 4.4.5 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

As análises de Nitrogênio foram realizadas utilizando-se o Método 4500 N C Semi-Micro-Kjeldahl, publicado no *Standard Methods for Water and Wastewater Examination* (APHA, 2012) Este método tem como princípio a catálise de conversão das diversas formas de nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal, através da presença de ácido sulfúrico, sulfato de potássio e sulfato de cobre.

As amostras foram digeridas em bloco digestor a 150 °C com a adição de reagente de digestão até diminuição de seu volume e posteriormente em 385 °C até mudança de cor. Após

estas amostras são destiladas na presença de NaOH a 40% e tiosulfato de sódio e posteriormente são tituladas com ácido sulfúrico 0,02N. O cálculo utilizado para obtenção de NTK está na equação 6.

$$NTK \left( \frac{mg}{L} \right) = \frac{(V_a - V_b) \times F}{V} \quad (6)$$

Em que:

Va: volume de ácido gasto na titulação

Vb: volume de ácido gasto na titulação do branco

F: fator de correção do ácido

V: volume de amostra utilizada

#### 4.4.6 Amônia

Para análise o método utilizado é o titulométrico 4500 NH<sub>3</sub>-C, publicado no *Standard Methods for Water and Wastewater Examination* (APHA, 2012).

A análise consiste na inserção de tampão borato à amostra, correção de pH para 9,5 e posterior destilação. Após as amostras são tituladas com ácido sulfúrico. O cálculo utilizado para obtenção da amônia é o seguinte:

$$NH_3 \left( \frac{mg}{L} \right) = \frac{(V_a - V_b) \times F}{100} \quad (7)$$

Em que:

Va: volume de ácido gasto na titulação

Vb: volume de ácido gasto na titulação do branco

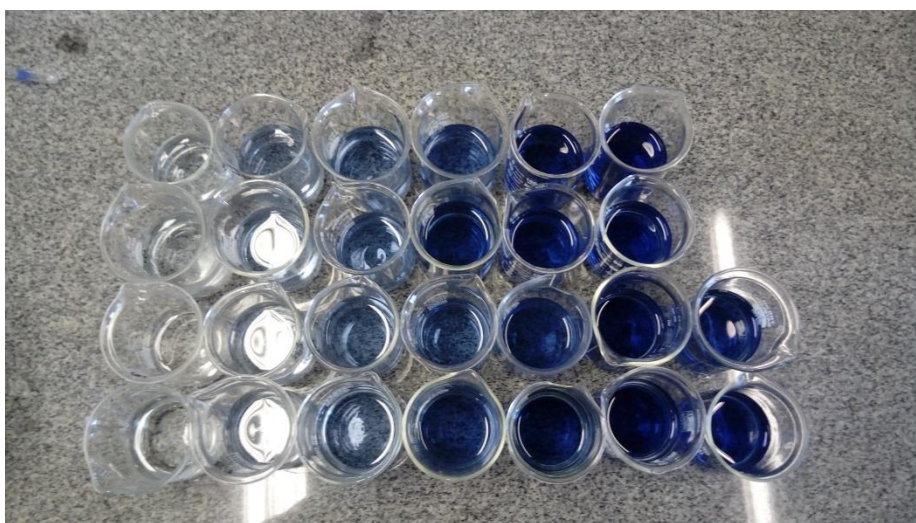
F: fator de correção do ácido

#### 4.4.8 Fósforo

O método utilizado para determinação de fósforo baseia-se na conversão do fósforo em orto-fosfato dissolvido e na sua determinação colorimétrica. Para tanto se utilizou o método do ácido ascórbico publicado no *Standard Methods for Water and Wastewater Examination* (APHA, 2012).

A análise consiste na inserção de persulfato de potássio na amostra, de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  em razão de 1:1 e evaporação em chapa. Após, é adicionado fenoftaleína e NaOH 6N até atingir uma coloração rosa, para posteriormente remover a coloração com  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,1 N, elevar o volume novamente e adicionar o reagente combinado de ácido sulfúrico 5N, tartarato de potássio, molibdato de amônia e ácido ascórbido. Estas amostras são lidas no espectrofotômetro no comprimento de onda de 880 nm (FIGURA 13).

Figura 12- Amostras prontas para leitura no espectrofotômetro



Fonte: Autora, 2017.

A preparação da curva padrão é necessária, pois é segundo Pereira et al., (2013) é o referencial para determinação da concentração de qualquer solução. Para tal foram seguidas as mesmas etapas das amostras, sendo construída uma curva com as concentrações de ortofosfato  $\text{P}(\text{PO}_4)_3$  de 0,0 , 0,1, 0,2, 0,4, 0,6, 0,8, 1,0 1,1 e 1,2 mg/L. O cálculo de teor de fósforo é feito através da equação de reta obtida na construção da curva. Após pode ser obtido o coeficiente de relação ( $R^2$ ), que para a curva utilizada foi de 0,9979, sendo este valor considerado satisfatório, pois quanto mais próximo de 1,0 maior é a qualidade da curva analítica.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo apresenta os resultados obtidos nas duas etapas do estudo: etapa de testes com coagulantes e de testes de biodigestão anaeróbia. Os resultados estão descritos por itens, de maneira que se haja um maior entendimento.

### 5.1 Avaliação dos coagulantes

A água utilizada no experimento foi analisada anteriormente à realização do teste de jarros, apresentando os valores descritos na tabela 5. Os resultados provenientes do estudo com os coagulantes podem ser visualizados no gráfico 1.

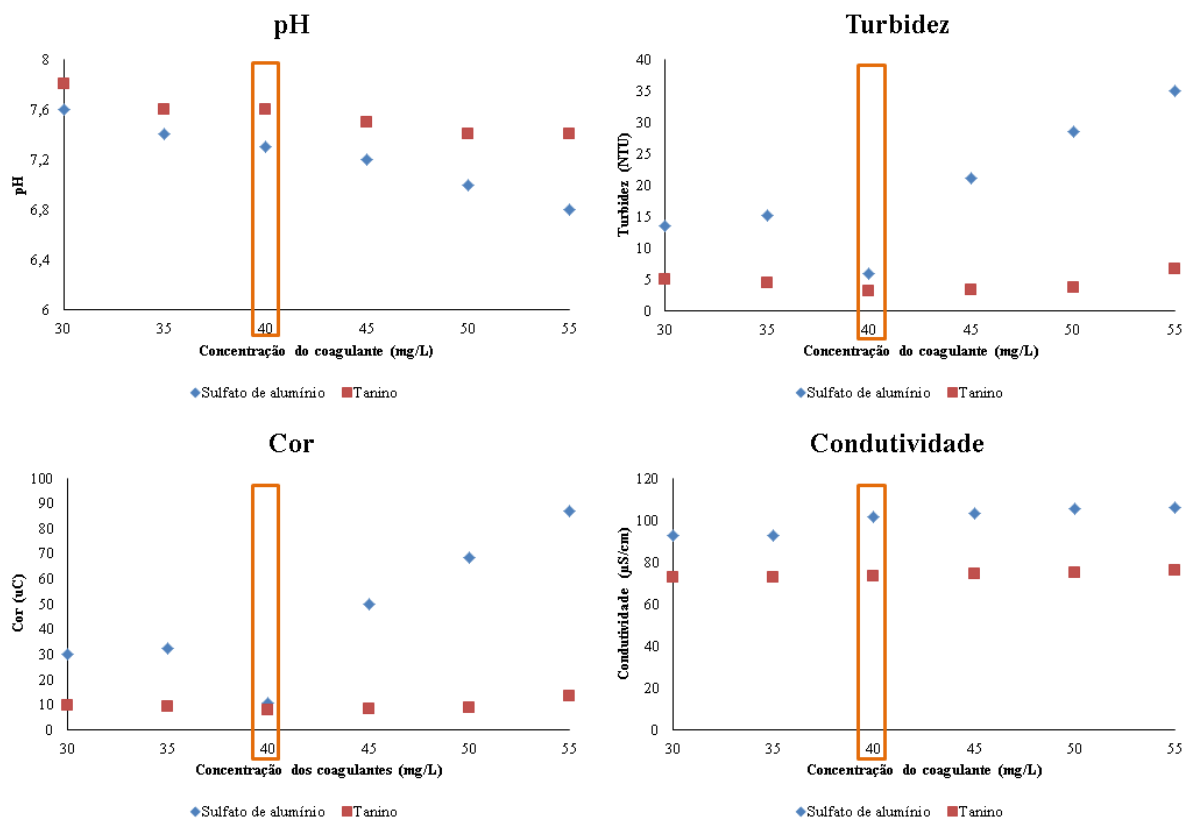
Tabela 5- Parâmetros avaliados na água de rio

Parâmetro	Resultado
pH	7,8
Turbidez (NTU)	50,47
Cor (uC)	129,33
Condutividade ( $\mu\text{S/cm}$ )	71,17

Após a adição dos coagulantes, as diferenças ficam visíveis já nos primeiros minutos de teste, quando há formação dos flocos. Enquanto os flocos formados pelo coagulante tanino são mais irregulares e maiores, possuindo uma área de contato menor, os flocos do coagulante sulfato de alumínio são menores, porém mais pesados. Quanto à sedimentação, para ambos os coagulantes a mesma foi rápida e após 30 minutos todas as partículas já haviam sedimentado.

O lodo gerado ao final do processo de decantação se mostrou mais gelatinoso e volumoso para o sulfato de alumínio e mais denso e com menor volume para o tanino.

Gráfico 1- Série de gráficos dos parâmetros analisados para ambos coagulantes



Fonte: Autora, 2017.

As análises de pH evidenciam a influência de ambos os coagulantes nesta característica da água, confirmando dados da literatura. As amostras tratadas com tanino se mostram dados de pH mais constantes, pois há uma pequena variação entre as amostras com menores e maiores concentrações, sendo que a dosagem de 30 mg/L apresentou pH de 7,8, e a de 55 mg/L apresentou pH de 7,4. Para o sulfato de alumínio essa variação mostrou-se maior, apresentando valores de 7,6 para dosagem de 30 mg/L e de 6,8 para 55 mg/L. É fundamental lembrar que as amostras tratadas com sulfato de alumínio necessitaram de uma pré-alcalinização, ou seja, elevou-se o pH de todas amostras até 8,0 sendo este o pH ideal obtido no teste preliminar. Esta necessidade de pré-alcalinização é mencionada por Libânio (2010) e Richter (2013), uma vez que este coagulante possui propriedades ácidas alterando significativamente o pH da água tratada. Coral, Bergamasco e Bassetti (2009) observaram o mesmo comportamento para ambos coagulantes e justificam a linearidade observada para os



valores de pH das amostras tratadas com tanino a sua característica de não consumir alcalinidade do meio.

Em relação a turbidez, verificou-se sua redução nas amostras de ambos os coagulantes, porém em valores mais expressivos para o tanino. Para ambos o menor valor de turbidez foi obtido para a dosagem de 40 mg/L, sendo de 3,11 NTU para o tanino e de 5,89 NTU para o sulfato. É possível então considerar a dosagem de 40 mg/L como mais adequado, uma vez que para dosagens maiores não se verifica maior redução de turbidez. Ao se comparar os valores gerais obtidos, fica visível uma menor redução da turbidez para o sulfato de alumínio, fenômeno este que pode ser associado às condições de mistura e alcalinidade que podem não estar em seus valores ideais. Quanto a estes fatores cabe um estudo específico para as condições de uso do coagulante sulfato de alumínio caso se optasse por seu emprego em escala real. Para realização de um estudo comparativo pode-se considerar os valores obtidos como satisfatórios para ambos coagulantes.

No gráfico 1 fica evidente o mesmo comportamento para os parâmetros turbidez e cor, não havendo mais redução a partir da dosagem de 40 mg/L de coagulante. Os menores valores de cor obtidos foram de 8,10 e 10,46 uC para tanino e sulfato de alumínio, respectivamente. Para as dosagens de acima de 40 mg/L de sulfato de alumínio houve um aumento significativo de cor e turbidez nas amostras, mostrando que uma dosagem em excesso não traz benefícios ao tratamento. Sendo assim, esta dosagem pode ser prejudicial em condições de mistura não favoráveis, acarretando incremento da cor em água tratada.

Para os ensaios de condutividade foram encontrados valores que variam de 73,00 a 76,13  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para as amostras tratadas com tanino e valores de 92,62 a 106,21  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para as amostras tratadas com sulfato de alumínio. A partir destes valores, verifica-se que a adição de tanino dentro da faixa estudada não altera significativamente a condutividade do meio, uma vez que o valor obtido para amostra de água bruta foi de 71,17  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Skoronsky et al (2014) evidencia em seu estudo esta característica, do coagulante tanino, de não causar variações em relação às substâncias dissolvidas na água tratada. O aumento da condutividade das amostras de sulfato de alumínio está associada ao fato do coagulante ser um sal e haver dissociação de íons na água.

Verifica-se que no teste realizado, os melhores resultados foram obtidos nas amostras tratadas com o tanino, porém pode-se afirmar que ambos os coagulantes são eficazes na

remoção de cor e turbidez. É importante se considerar análises complementares às realizadas neste estudo, como alcalinidade, matéria orgânica e volume de lodo produzido, para uma melhor comparação entre os coagulantes.

### 5.1.2 Análise econômica para utilização dos coagulantes tanino e sulfato de alumínio

A partir da dosagem ótima escolhida para o teste de jarros realizado, que foi de 40 mg/L de sulfato de alumínio e tanino, foi possível se estimar o valor gasto para o tratamento em escala real. A estimativa foi realizada considerando as etapas de coagulação/floculação e decantação sem adição de produtos auxiliares, excetuando-se a cal necessário para pré alcalinização da água que recebe sulfato de alumínio. Na tabela 6 estão descritos os valores dos produtos e o valor calculado para tratar 1m<sup>3</sup> de água. Os dados dos preços comerciais foram obtidos para o tanino junto ao fabricante Tanac e para o sulfato de alumínio e cal junto à empresa que opera o sistema de abastecimento na cidade de Arroio do Meio, onde foi realizada coleta de água e lodo.

Tabela 6- Custos para tratamento de 1m<sup>3</sup> de água

Produto	Preço Kg (R\$)	Custo para 1m <sup>3</sup> de água (R\$)
<b>Tanino</b>	1,87	0,0748
<b>Sulfato de alumínio</b>	0,69	0,0276
<b>Cal hidratada*</b>	0,55	0,0055

\*Considerando uso de 10mg/L

Ao analisar a tabela fica visível a diferença de custo entre o coagulante orgânico e o coagulante químico, sendo esta diferença de mais de R\$1,00 por kg. Para o tratamento de 1m<sup>3</sup> utilizando a dosagem de 40mg/L, o valor obtido para o tanino é de R\$ 0,0748 e supera em 55,7% o valor obtido para o sulfato de alumínio mais a cal hidratada. Desta forma tem-se que o tratamento com sulfato de alumínio é mais barato mesmo com a necessidade de alcalinizante. Com análises simples como esta fica clara a maior opção por coagulantes químicos, visto que sua eficiência é comprovada e seu custo é mais baixo.

### 5.2 Caracterização dos lodos utilizados na codigestão

A caracterização dos lodos foi realizada anteriormente à incubação para biodigestão anaeróbia e contempla os parâmetros físicos e químicos listados na tabela 7. Ao comparar os

lodos de sulfato de alumínio e tanino, nota-se a disparidade de teores de nutrientes e matéria orgânica. Os valores obtidos para DQO do LSA ultrapassam significativamente os valores encontrados por Tafarel et al (2016) e Richter (2001), porém é inferior ao obtido para LT. Para DBO, Richter (2001) encontrou valores entre 0 e 300 mg/L, estando os valores encontrados próximos desta faixa para ambos os lodos.

O pH encontrado para ambos os lodos está próximo da neutralidade e condiz com dados da literatura. O teor de sólidos totais teve grande disparidade de valores sendo de 21,56% para LSA e 2,51% para LT, sendo o LT que mais se assemelhou com o valor de 2,6% encontrado por Achon (2008) para lodo de sulfato de alumínio. A mesma diferença é observada no teor de sólidos voláteis.

Tabela 7- Parâmetros avaliados para lodos dos coagulantes sulfato de alumínio e tanino e para o lodo de ETE

<b>Parâmetros</b>	<b>Sulfato de Alumínio</b>	<b>Tanino</b>
<b>DQO (mg/L)</b>	26258	28235
<b>DBO<sub>5</sub> (mg/L)</b>	400	200
<b>COT (mg/L)</b>	11474,7	943,77
<b>NTK (mg/L)</b>	1130,46	502,73
<b>Fósforo (mg/L)</b>	358,44	215,34
<b>Amônia (mg/L)</b>	5,77	12,69
<b>Sólidos Totais (%)</b>	25,53	2,51
<b>Sólidos Voláteis (%)</b>	21,56	2,16
<b>pH</b>	6,44	6,88

Para COT os valores encontrados na amostra LSA foram muito superiores ao da amostra LT, indicando a presença de mais matéria orgânica. O LSA apresentou valores superiores de N e P em relação ao LTA e, em relação aos valores de 0,81 mg/L de N e 0,05 mg/L de P encontrado por Scalize (2003) para resíduo de decantador de ETA.

Ao relacionar a DQO com a DBO, é possível estimar o potencial biodegradável do lodo, ou seja, se é passível de tratamento biológico ou não. A relação para os dois lodos oriundos da coagulo/floculação é elevada, e indica grande presença de materiais inertes e recalcitrantes, justificando a escolha por lodo de ETE para codigestão. É importante ressaltar que não houve aumento de características biodegradáveis no lodo oriundo de tratamento com

tanino, como era esperado no início do estudo. E ainda, que é necessária uma caracterização em função compostos inorgânicos e patógenos para um melhor conhecimento destes lodos.

### 5.3 Testes de biodigestão anaeróbia

Para os testes de biodigestão anaeróbia foram avaliados, além da produção de biogás, parâmetros físicos e químicos dos lodos e misturas na entrada e saída do tratamento. Os resultados obtidos estão descritos a seguir.

#### 5.3.1 Biogás

Os resultados obtidos para a produção de biogás e metano a partir dos testes de biodigestão anaeróbia são apresentados na Tabela 8. O tempo de detenção hidráulica foi de 30 dias para todas as amostras. Estipulou-se este tempo em virtude de não haver produção de biogás suficiente para se adotar os critérios da VDI 4630, como foi previsto anteriormente a incubação das amostras.

Tabela 8- Resultados de biogás obtidos para as amostras avaliadas

Amostra	Biogás (mL)	Metano (mL)
<b>LT + LETE</b>	43,15±30,52	ND
<b>LSA + LETE</b>	174,86±25,22	ND
<b>LSA</b>	347,75±57,63	ND
<b>LT</b>	391,89±277,11	ND
<b>LETE</b>	83,40±58,98	ND

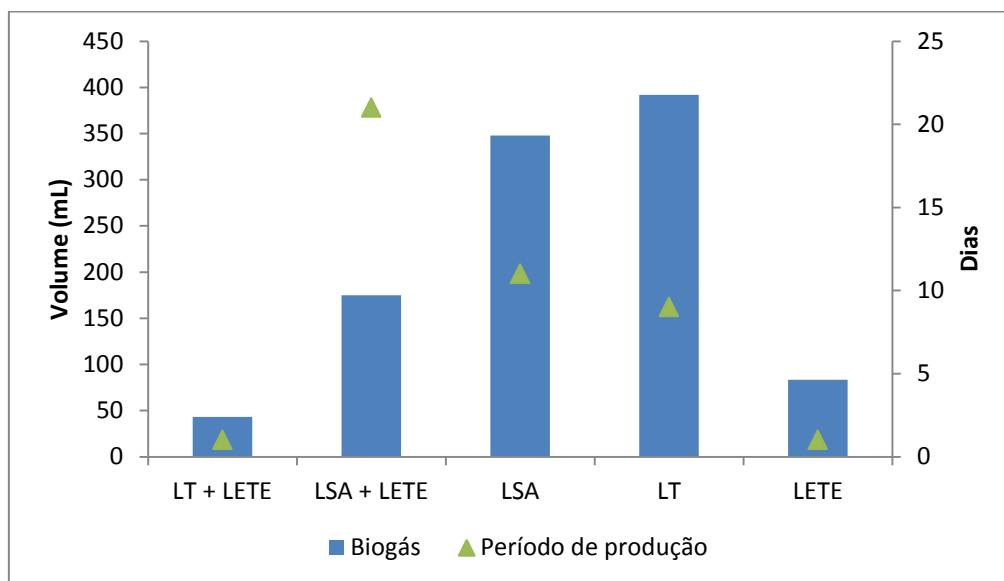
TDH de 30 dias

Em relação à produção de biogás, verificou-se uma baixa produção para todas as amostras, se comparado a estudos realizados anteriormente no mesmo laboratório, como o estudo de Hasan (2016) que encontrou para algumas de suas triplicatas avaliadas com codigestão de dejetos suíno e demais resíduos, volumes de 11 L de biogás. No entanto, não se encontrou trabalhos utilizando os mesmos substratos (lodos de ETA) para realização de um comparativo real da produção de biogás.

A variação dos volumes de biogás produzido e o período de produção das duplicatas e triplicatas é visível no gráfico 2. Os volumes produzidos variaram de 43,15 a 391,89 mL, sendo o menor valor para a triplicata contendo a mistura de LT+LETE e a de maior valor para a duplicata contendo LT. Estes resultados podem ser contraditórios, uma vez que a maior

produção foi da duplicata contendo somente lodo de tanino e sua mistura com lodo de ETE apresentou a menor produção de biogás. Pode-se inferir então, que não houve homogeneização suficiente dos lodos anteriormente a incubação e, que a qualidade do lodo anaeróbio utilizado no estudo é baixa, não promovendo contribuição no aumento de biomassa e de microrganismos característicos de processos anaeróbios, como era esperado.

Gráfico 2- Volume de biogás produzido acumulado e período de produção



O período de produção de biogás das amostras variou de 1 a 21 dias, sendo que este 1 dia de produção ocorreu no 1º dia do experimento. A produção de metano foi nula para todas as amostras incubadas, podendo se deduzir que houve falta de algum nutriente necessário para ação dos microrganismos metanogênicos e/ou não atendimento de algum fator interveniente do processo (temperatura, TDH, alcalinidade). Como houve produção de biogás com percentual de metano nulo, é provável que a composição da biomassa, o teor de nutrientes e a relação C/N não sejam favoráveis necessitando de complementações. Assim, os substratos utilizados neste estudo não apresentaram resultados satisfatórios para a produção de biogás com aproveitamento energético, pois não houve produção de metano.

### 3.2 Análises físicas e químicas

Os materiais dos reatores correspondentes as 2 triplicatas e 3 duplicatas foram homogeneizados ao final do teste, originando 5 amostras: LT, LSA, LETE, LT+LETE e LSA+LETE. As análises físicas e químicas foram realizadas antes e após o processo para as 5 amostras. Com a realização destas análises é possível verificar as características dos lodos

testados e se estavam de acordo com o encontrado na literatura. Através de seus resultados é possível melhorar a compreensão dos resultados obtidos para o biogás, verificar a estabilização dos lodos e sua possível destinação final.

### 5.3.2.1 Análise de pH

O pH das amostras foi medido antes e depois do processo de biodigestão anaeróbia e seus resultados estão expressos na tabela 9. Para entrada no processo, os valores encontrados variaram de 6,44 a 7,21, estando todos próximos a neutralidade e dentro da faixa considerada ideal para o crescimento dos microrganismos metanogênicos, que varia de 6,0 a 8,0 segundo Chernicharo (2007). Para saída os valores se mantiveram estáveis, variando de 6,61 a 7,23. Este comportamento de equilíbrio do pH demonstra que não houve excesso na produção de ácidos graxos voláteis (AGV), podendo ser todo assimilado durante o processo.

Tabela 9- Resultados para análise de pH das amostras

<b>Amostra</b>	<b>pH de entrada</b>	<b>pH de saída</b>
<b>LSA + LETE</b>	6,65	6,93
<b>LT + LETE</b>	6,71	6,84
<b>LSA</b>	6,44	6,61
<b>LT</b>	6,88	6,71
<b>LETE</b>	7,21	7,23

### 5.3.2.2 Análise de Sólidos

A análise de sólidos foi realizada para todas as 5 amostras testadas e os valores obtidos estão descritos na tabela 10. Para ST os valores encontrados na entrada do experimento variam de 0,20 a 25,53% para LETE e LSA respectivamente. Os valores indicados pela literatura são de 8 a 10% de teor de sólidos totais, sendo que das amostras avaliadas nenhuma se enquadra nesta faixa, estando todas muito acima ou muito abaixo. Pode-se inferir que estas características podem ter causado efeitos negativos aos microrganismos presentes na biodigestão anaeróbia, devido ao seu excesso ou falta.

Tabela 10: Dados de entrada e saída de sólidos totais, voláteis e fixos

Amostra	ST (%)		SV (%)				SF (%)			
	Entrada	Saída	Entrada	%ST	Saída	%ST	Entrada	%ST	Saída	%ST
<b>LSA + LETE</b>	16,59	11,49	13,95	84,11	9,69	84,32	2,91	17,56	1,80	15,68
<b>LT + LETE</b>	3,84	2,00	3,17	82,44	1,71	85,78	0,61	15,89	0,28	14,22
<b>LSA</b>	25,53	24,43	21,56	84,45	20,91	85,60	3,97	15,55	3,52	14,40
<b>LT</b>	2,51	5,29	2,16	86,03	4,57	86,44	0,35	13,97	0,72	13,56
<b>LETE</b>	0,20	0,82	0,11	55,58	0,47	56,87	0,09	44,42	0,35	43,13

Fonte: Autora, 2017.

%ST: Percentual referente ao ST da amostra.

O percentual de remoção dos sólidos totais na biodigestão anaeróbia está associada à remoção de sólidos voláteis, uma vez que a remoção de sólidos fixos é mais difícil em virtude de suas características inorgânicas/minerais. Nos gráficos 3, 4 e 5 é visível a relação de entrada e saída do experimento, bem como o percentual de remoção para ST, SV e SF. Para ST o percentual de remoção variou entre 4,37 a 47,94% para as amostras de LSA, LSA+LETE e LT+LETE. Já para as amostras de LETE e LT não houve remoção de ST. A diferença no percentual de sólidos encontrado nas amostras pode ter ocorrido em função de não ter sido empregado um método de adensamento dos lodos, não havendo homogeneidade entre os tipos de lodos.

Os maiores valores para ST foram observados para a amostra de LSA, porém o percentual de remoção para essa amostra foi o menor encontrado. Para remoção de SV esta amostra apresentou o mesmo comportamento, apresentando os maiores teores, porém o menor percentual de remoção. Para as amostras de LT e LETE também não houve remoção de SV, assim como verificado para ST. Da mesma forma para os SF estas amostras apresentaram incremento em seu teor, enquanto as outras amostras apresentaram percentuais de remoção que variam entre 11,37 a 53,44%, correspondendo às amostras de LSA e LT+LETE.

Gráfico 3- Remoção de Sólidos totais das amostras

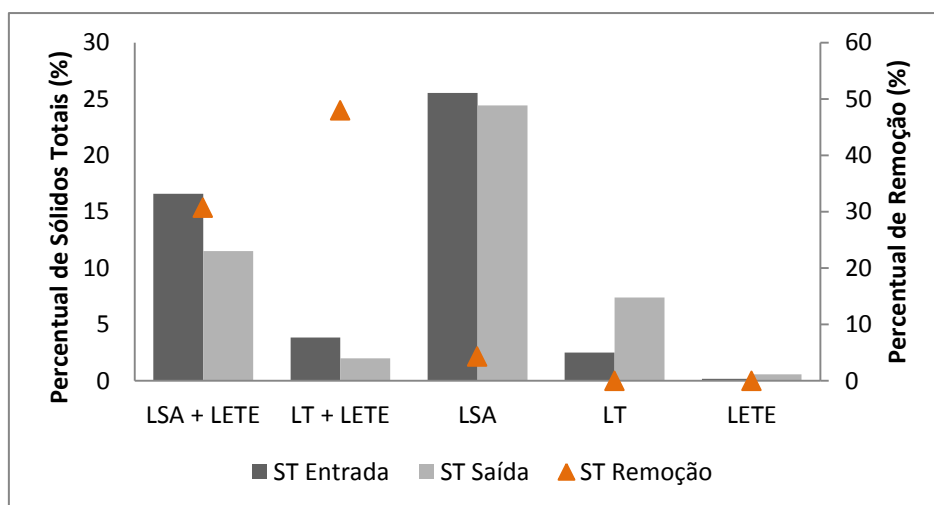
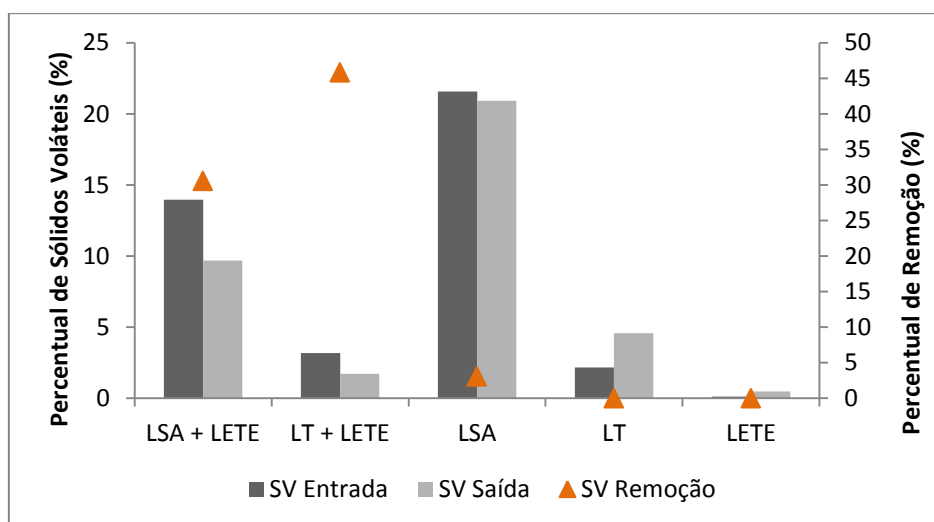


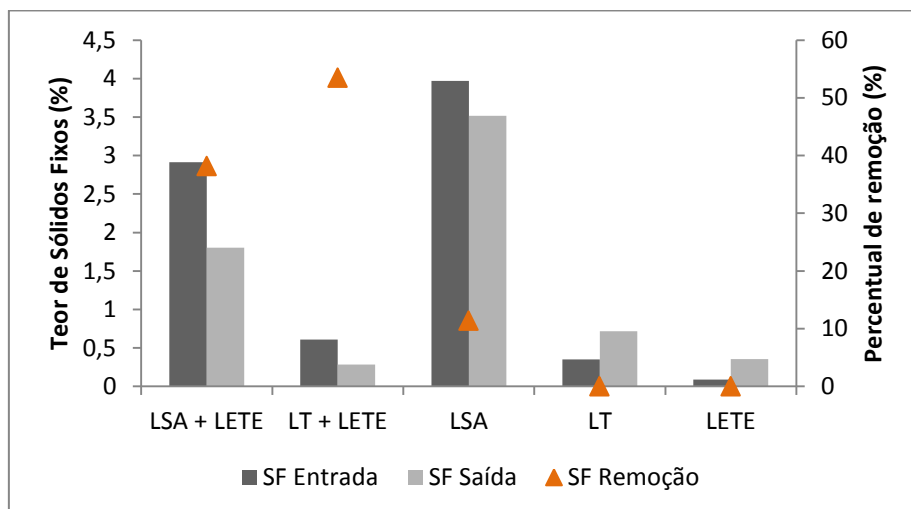
Gráfico 4- Remoção de Sólidos Voláteis das amostras



Segundo Lucas Jr (1994), a produção de biogás pode ser relacionada diretamente ao teor de SV do substrato, assim quanto maior seu teor, maior a produção de biogás. Porém, para este estudo a amostra com maior teor de SV, LSA, não foi a que apresentou maior volume produzido de biogás, sendo esta a amostra de LT. Sobre isto, se pode observar que o excesso de matéria orgânica pode não ser benéfico ao processo de biodigestão anaeróbia, uma vez que os SV podem conter diferentes compostos orgânicos com diferentes formas e tempos de degradação, influenciando negativamente na fase de hidrólise (quebra de compostos complexos) (HASAN, 2016).



Gráfico 5- Remoção de sólidos fixos nas amostras



### 5.3.2.3 DQO e DBO<sub>5</sub>

Os valores de DBO e DQO indicam respectivamente a fração de matéria orgânica de fácil e difícil assimilação disponível nos lodos testados. Através da relação DQO/DBO é possível verificar a biodegradabilidade do material e o possível tratamento a ser empregado (VON SPERLING, 2005). Os valores obtidos para as análises de DQO e DBO<sub>5</sub> para todas as amostras estão descritas na tabela 11.

Tabela 11- Resultados para DQO, DBO<sub>5</sub> e relação DQO/DBO

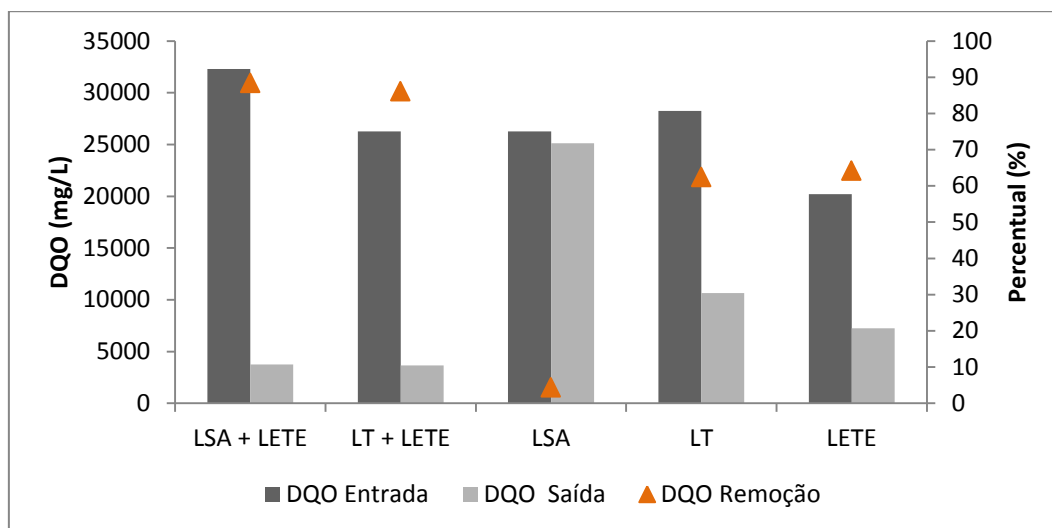
Amostra	DQO (mg/L)		DBO <sub>5</sub> (mg/L)		Relação DQO/DBO	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
<b>LSA + LETE</b>	32282	3764	1600	450	20,18	8,3
<b>LTA + LETE</b>	26258,82	3670	1600	350	16,41	10,4
<b>LSA</b>	26258,82	25129	800	500	32,82	50,2
<b>LTA</b>	28235,29	10635	750	300	37,65	35,4
<b>LETE</b>	20188,2	7247	750	1000	26,92	7,2

Ao se observar a tabela 11 verifica-se que os valores obtidos para a relação DQO/DBO de entrada encontram-se muito elevados, o que não indicaria a utilização de tratamento biológico, uma vez que a faixa recomendada para este tipo de tratamento é de 1,0 a 3,0. Os lodos apresentaram valores elevados indicando presença de materiais inertes e recalcitrantes

em sua composição. Com a mistura do lodo de ETE houve diminuição nos valores desta relação, porém essa redução não foi o suficiente para enquadrar como passível de tratamento biológico. Cabe salientar que a mistura realizada foi de partes iguais de lodo de ETA para lodo de ETE, podendo ser encontrados resultados melhores com a diminuição da parcela de lodo de ETA. Ao analisar as relações para os valores de saída se vê uma redução para amostras de LETE, LSA+LETE, LT+LETE e LT na relação DQO/DBO, em razão da remoção de DQO ao final do experimento.

Os gráficos 6 e 7 ilustram o comportamento da DQO e DBO na entrada e saída da biodigestão anaeróbia, bem como os percentuais de remoção atingidos. Para as análises de DQO, o percentual de remoção variou entre 4,3 a 88,3%, apresentando valor abaixo de 60% somente para a amostra de LSA. Para DBO<sub>5</sub> o percentual de remoção apresentou variação de 37,5 a 78,1%, porém para amostra de LETE houve incremento de 35%. Este incremento de DBO pode estar associado a um aumento de matéria orgânica biodegradável na amostra, uma vez que houve redução na parcela não biodegradável. Por se tratar de um tratamento biológico, é esperada maior remoção de DBO do que de DQO, porém para os resultados encontrados se observa o contrário.

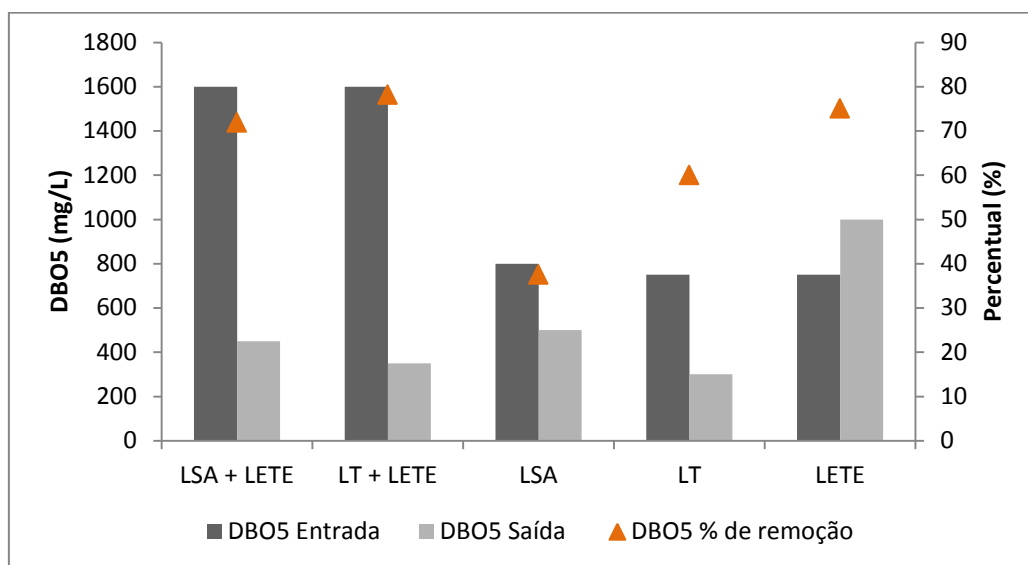
Gráfico 6- Remoção de DQO do experimento



A remoção de DQO é um indicativo da estabilização da matéria orgânica e, segundo Sgorlon et al (2011), quanto maior a eficiência de remoção, maior é a degradação do resíduo. Ao se relacionar a remoção de DQO com os resultados obtidos para remoção de COT não é possível visualizar relação condizente com o encontrado na literatura. Como a matéria

orgânica pode ser estimada por estes dois parâmetros, seus percentuais de remoção deveriam ser semelhantes e, para os resultados avaliados é o contrário. Para a realização da análise de DQO, foram necessárias diluições das amostras, o que pode ter conferido erros aos resultados, dificultando o estabelecimento de uma relação com o COT.

Gráfico 7- Remoção de  $\text{DBO}_5$  para o experimento



#### 5.3.2.4 Carbono, Nitrogênio e Fósforo

Carbono, nitrogênio e fósforo são nutrientes essenciais para o desenvolvimento celular, afetando diretamente o processo de biodigestão anaeróbia. É possível estimar a relação C/N que será aplicada no processo de biodigestão e se há necessidade de complementação destes nutrientes. Os dados encontrados na literatura indicam uma proporção C/N de 20 à 30:1 na fase inicial do processo. Na tabela 12 estão descritos os resultados encontrados para carbono e nitrogênio na entrada e saída do processo de biodigestão e as relações C/N nos dois momentos.

Tabela 12- Resultados de carbono e nitrogênio para as amostras

Amostra	Carbono (mg/L)		Nitrogênio (mg/L)		Relação C/N	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
<b>LSA + LETE</b>	3368,39	4308,43	793,92	669,06	4,24	6,44
<b>LT + LETE</b>	1580,14	1769,11	481,55	260,25	3,28	6,80
<b>LSA</b>	11474,7	12530,8	1130,46	979,51	10,15	12,79
<b>LT</b>	943,77	1664,31	502,73	402,66	1,88	4,13
<b>LETE</b>	295,29	433,31	546,11	255,63	0,54	1,70

Verifica-se que para todas as cinco amostras a relação C/N encontrada está muito abaixo do recomendado. Sobre esta relação Hartmann e Ahring (2005) afirmam que, se seu valor for muito elevado pode ocasionar um *déficit* de nitrogênio aos microrganismos e, caso seja seu valor seja muito baixo poderá haver formação de amônia em concentrações elevadas, tendo efeito tóxico para os microrganismos. Em razão dos resultados obtidos, acredita-se que as baixas relações C/N contribuíram para o aumento da concentração de amônia no processo, causando problemas na formação de biogás.

As relações C/N encontradas foram maiores na saída do biodigestor, em decorrência do aumento do carbono e diminuição de nitrogênio. Sabe-se que a eficiência na degradação do carbono orgânico total tem relação com o volume de biogás e metano produzidos e, em razão dos baixos volumes encontrados neste estudo, poderia se explicar um baixo teor de remoção. Porém como houve incremento de COT em todas as amostras analisadas, também pode-se considerar um erro de execução da análise.

O fósforo, assim como o nitrogênio, tem importância no crescimento celular, porém sua incorporação pelos microrganismos anaeróbios é menor se comparada ao nitrogênio (CAROSIA, 2014). Segundo Chernicharo (2007) o requerimento de fósforo em sistemas anaeróbios pode ser estimado em 1/5 a 1/7 do requerimento de nitrogênio, ou seja, uma proporção de 5:1 a 7:1. Ao se analisar a tabela 13 fica visível que a concentração de fósforo é significativamente menor que a de nitrogênio na entrada da biodigestão. Ao relacionar a concentração de nitrogênio e fósforo encontram-se as relações descritas na tabela 13.

Tabela 13- Valores obtidos para análise de fósforo das amostras

Amostra	Fósforo		Relação N/P	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída
<b>LSA + LETE</b>	181,97	35,43	4,4	18,9
<b>LT + LETE</b>	87,37	28,20	5,5	9,2
<b>LSA</b>	358,44	55,04	3,2	17,8
<b>LT</b>	215,34	29,24	2,3	13,8
<b>LETE</b>	93,57	63,64	5,8	4,1

Os valores de entrada para a relação N/P variaram de 2,3 a 5,8 e na saída variaram de 4,1 a 18,9, ocorrendo aumento da relação em todas as amostras. Esse aumento da relação na saída do experimento se deve a diminuição dos teores de NTK nas amostras. Ao considerar somente esta relação pode-se inferir que houve baixa disponibilidade de fósforo para os microrganismos em 2 das 5 amostras, sendo estas LSA e LT.

Os Gráficos 8 e 9 ilustram o comportamento de entrada e saída dos nutrientes N e P e seu percentual de remoção para cada amostra. Para o nitrogênio o percentual de remoção variou de 13,4 a 53,2%, sendo estes valores referentes às amostras LSA e LETE, respectivamente. Para o fósforo a remoção foi maior, tendo a mostra LETE o valor mais baixo de 32,0% e a amostra LT o maior valor de remoção de 86,4%. Em relação a remoção de N pode-se inferir que os percentuais atingidos não foram eficientes em sua totalidade, porém é uma característica de sistemas anaeróbios a baixa remoção de nutrientes.

Gráfico 8- Concentração inicial, final e % de remoção de Nitrogênio

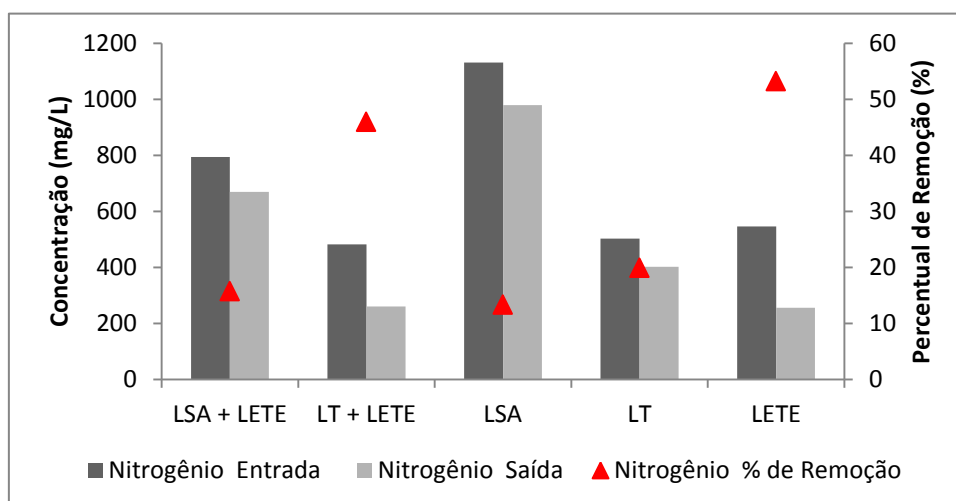
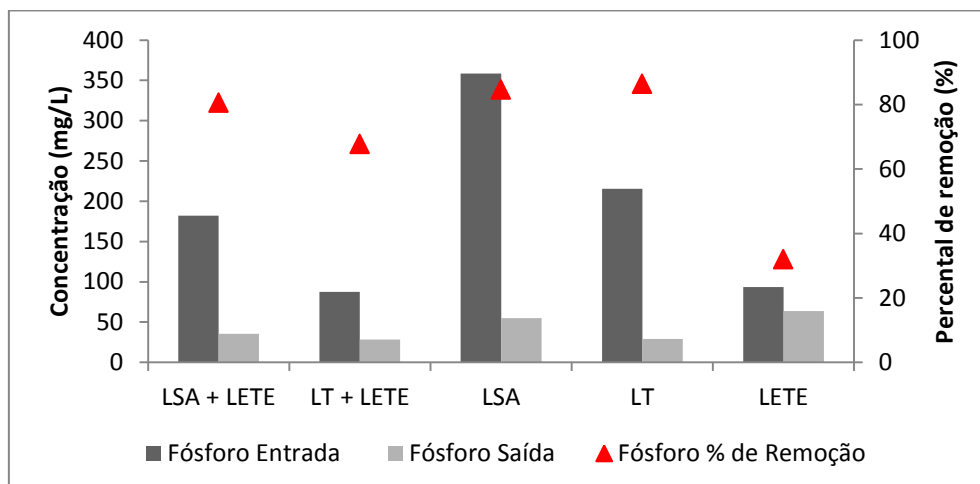


Gráfico 9- Concentração inicial, final e % de remoção de Fósforo das amostras



### 5.3.2.5 Amônia

Em ambientes anaeróbios a presença de amônia é benéfica uma vez que os microrganismos metanogênicos utilizam o íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) como fonte de nitrogênio. Porém em altas concentrações pode ser prejudicial para a biodigestão anaeróbia, sendo tóxica para os microrganismos, podendo acarretar a não produção de metano. Com o intuito de analisar a presença de amônia nas amostras, foi realizada análise na fase inicial do experimento. Como não houve produção de metano durante o período de teste, a análise foi repetida na fase final do experimento. Os resultados obtidos estão descritos na tabela 14.

Tabela 14- Valores referentes a análise de amônia

Amostra	Amônia (mg/L)	
	Entrada	Saída
<b>LSA + LETE</b>	67,5	99,57
<b>LT + LETE</b>	68,45	57,13
<b>LSA</b>	5,8	86,27
<b>LT</b>	12,7	35,62
<b>LETE</b>	123,35	129,97

Ao se relacionar os dados de saída e de entrada para amônia, nota-se um incremento para 4 das 5 amostras analisadas, sendo a amostra LT+LETE a única em que houve redução. Nas amostras em que houve incremento os valores variam de 5,1 a 93,3%, sendo estes valores correspondentes às amostras de LETE e LSA. Em decorrência dos processos biológicos de amonificação há transformação do nitrogênio total em amoniaco, o que explicaria este aumento da concentração do íon amônia. Nos gráficos 10 e 11 pode-se visualizar proporção de amônia em relação ao NTK.

Na entrada do processo a proporção de amônia em relação ao NTK foi menor, variando de 0,5 a 22,6% para as amostras de LSA e LETE respectivamente. Na saída os percentuais de amônia são maiores em função da diminuição dos teores de NTK, variando de 8,8 a 50,9% para as amostras de LT e LETE. Como o NTK engloba os valores de nitrogênio orgânico e amoniacal, sua relação com a amônia indica os teores de N orgânico das amostras. Segundo De Assunção (2009) a elevação das concentrações de amônia ocorre devido a hidrólise de proteínas e ureia presentes no meio, fazendo com que o N-orgânico seja reduzido.

Gráfico 10- Relação NTK e Amônia na entrada do experimento

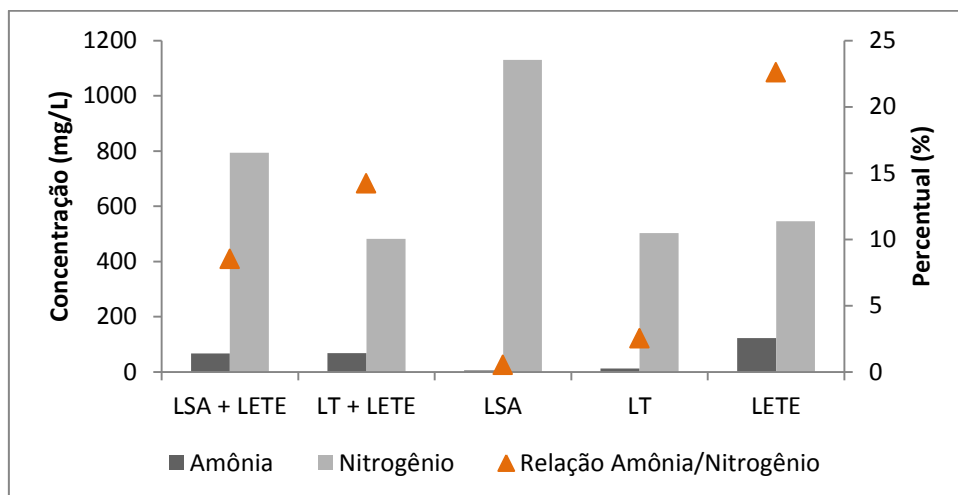
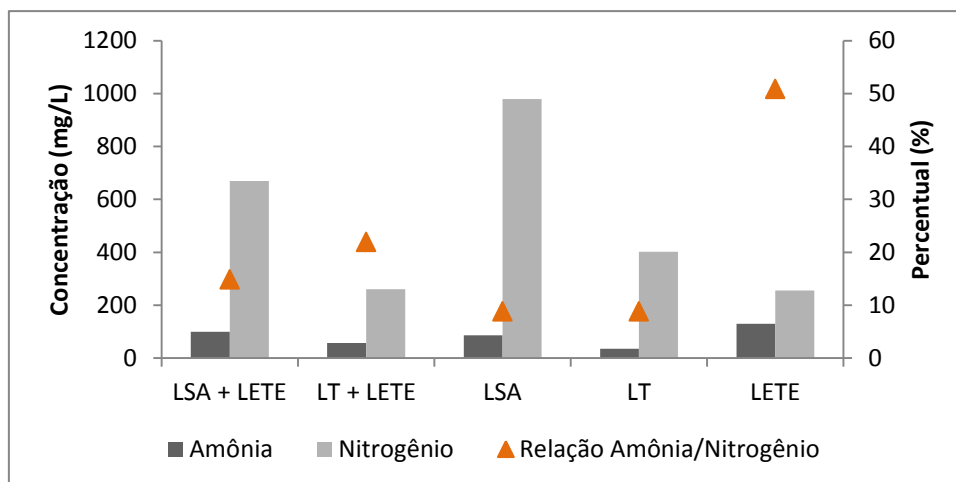


Gráfico 11- Relação NTK e amônia na saída experimento



### 5.3.3 Biofertilizante

O efluente de biodigestores (biofertilizante) possui uma alta carga poluidora se considerar sua descarga em rios, porém sua utilização em solos, desde que controlada, pode ser benéfica. Segundo KUNZ et al. (2005), ao passar pela biodigestão anaeróbia, o efluente perde carbono na forma de metano e  $\text{CO}_2$ , melhorando suas condições para fins agrícolas em função do aumento da mineralização de alguns nutrientes. O biofertilizante pode ser aplicado diretamente em sua forma líquida ou após processo de secagem.

Para utilização de biofertilizantes, a Resolução CONAMA 375 de 2006 especifica os valores máximos permitidos para substâncias inorgânicas como metais, orgânicas como benzenos clorados, e biológicas, como agentes patógenos. Valores específicos de nutrientes e matéria orgânica não são especificados, indicando a necessidade de análise anterior do solo e do cultivo para se estimar sua capacidade de recebimento do material, uma vez que utilizado em excesso o biofertilizante pode causar problemas.

O uso de lodo de ETA seco como biofertilizante foi avaliado por Bittencourt et al (2012), que verificaram que não houve incremento benéfico nas características do solo estudado. Porém com a mistura de lodo de ETE houve resultados melhores havendo alteração do pH e neutralização do Al, considerado um grande problema no lodo de ETA. De Albuquerque Neto et al (2008) afirmam que somente a utilização de biofertilizantes não propicia os teores de nutrientes suficientes para o crescimento de culturas, necessitando a utilização de nutrientes minerais. Assim, pode-se inferir que ao passar pela biodigestão anaeróbia há mineralização de nutrientes como N através do processo de amonificação, em



que há conversão do N-orgânico a N-amoniacal. Como as plantas assimilam preferencialmente o nitrogênio amoniacal do solo, esta mineralização causaria um aumento no seu potencial uso como biofertilizante. Porém cabe análises mais detalhadas de substâncias inorgânicas e de outros macronutrientes não avaliados neste estudo.

## 6 CONCLUSÕES

A destinação final correta dos resíduos de estações de tratamento de água é atualmente um dos problemas enfrentados pela Engenharia Ambiental e Sanitária, visto que o sistema de tratamento mais utilizado no Brasil é grande gerador de resíduos. A busca por tratamentos e destinações diferenciadas vem aumentando, porém ainda não se definiu quais as melhores opções a serem empregadas. Desta forma a busca por soluções eficazes e de baixo custo é essencial para resolução deste passivo ambiental.

A partir do estudo realizado, é possível concluir que os dois coagulantes testados, tanino e sulfato de alumínio, são eficientes na remoção de cor e turbidez de água. O tanino apresentou resultados melhores nos quatro parâmetros analisados, sendo eles cor, turbidez, pH e condutividade. Em razão de sua característica ácida, o sulfato de alumínio necessitou de pré alcalinização (NaOH), por outro lado observa-se que o tanino causa pouca modificação no pH das amostras. Quando comparados economicamente, o tratamento utilizando sulfato de alumínio possui custos mais baixos em relação ao tanino, mesmo com a utilização de cal como alcalinizante.

As características dos lodos oriundos do tratamento de água dependem das condições da água a ser tratada, do sistema de tratamento e do coagulante utilizado. Em função disto, foi realizada a caracterização de lodo oriundo de tratamento com sulfato de alumínio, coletado em uma ETA e, de lodo oriundo de tratamento com tanino, produzido em testes de jarros. As análises laboratoriais evidenciam as diferenças entre os lodos, tendo como parâmetro com valores mais próximos a DQO acima de 20000 mg/L e o pH próximo a neutralidade. A DBO encontrada para ambos se apresentou abaixo de 400 mg/L e os valores de COT, NTK, fósforo e ST foram superiores para o LSA. O LT apresentou maior teor de amônia e, de forma geral,

os resultados diferem dos encontrados na literatura. Quanto à utilização de coagulante orgânico, não se verificou um aumento das características biodegradáveis do lodo como esperado.

Em função das características dos lodos de ETA optou-se pela codigestão com lodo de ETE anaeróbio, com a finalidade suprir possíveis deficiências para o processo de biodigestão anaeróbia. Os testes com os lodos em separado e suas misturas (LT+LETE e LSA+LETE) sem utilização de inóculo, não foram eficiente na produção de biogás, tendo como volume médio produzido 208 mL. O teor de metano do biogás produzido foi nulo para todas as amostras. Através das análises físicas e químicas foi possível verificar possíveis causas para a baixa produção de biogás, como as elevadas relações C/N e DQO/DBO observadas em todas as amostras. Quanto ao teor de ST, todas amostradas obtiveram resultados ou acima ou abaixo da faixa recomendada que varia de 8 a 10%.

O processo de biodigestão anaeróbia teve TDH de 30 dias e apresentou percentuais de remoção de DQO de 4,3 a 88,3%, e para DBO de 37,5 a 78,1%. A remoção de nitrogênio e fósforo ocorreu para 4 das 5 amostras, assim como o aumento do teor de amônia ao final do processo. Conclui-se com base nos parâmetros analisados que o processo de biodigestão anaeróbia para estes substratos pode ser melhorado em função de novos testes com codigestão em proporções diferentes, com TDHs mais elevados e lodo de ETE com características distintas ao utilizado.

Os lodos e misturas digeridos podem ser considerados estabilizados em função da redução de matéria orgânica e nutrientes, porém cabe uma avaliação da presença de patógenos e de poluentes, como o alumínio derivado do tratamento de água com sulfato de alumínio. Para disposição em solo, faz-se necessária análise do solo em razão de sua capacidade de assimilação do biofertilizante e da cultura a ser implantada em razão de suas necessidades nutricionais. Desta forma, pode-se concluir que mais estudos devem ser realizados com lodos de ETA, bem como sua possível codigestão com substratos diferentes.

## REFERÊNCIAS

- ACHON, Cali Laguna; BARROSO, Marcelo Melo and CORDEIRO, João Sérgio. **Leito de drenagem: sistema natural para redução de volume de lodo de estação de tratamento de água.** *Eng. Sanit. Ambient.* [online]. 2008, vol.13, n.1, pp.54-62
- ALVES, Célia. **Tratamento de águas de abastecimento.** 3. ed. Porto: Publindústria, 2010
- ANDREOLI, C.V. (COORDENADOR). **Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final.** Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.
- ANDREOLI, C.V. (COORDENADOR). **Alternativas de Uso de Resíduos de Saneamento.** Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006.
- APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 22º ed. Washington (USA), 2012.
- ARAÚJO, F. C. et al. **Caracterização física do resíduo de uma estação de tratamento de água para sua utilização em materiais de construção** (Physical characterization of the residue of a water treatment plant for using in building materials). *Cerâmica*, v. 61, p. 450-456, 2015.
- ASSIS, L. R. **Avaliação do impacto em corpos d'água devido ao lançamento de resíduos de uma estação de tratamento de água de Juiz de Fora–MG.** 2014. 61 p. Monografia (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental)–Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), Juiz de Fora, MG, 2014.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12.216. **Projeto de Estação de Tratamento de água.** Rio de Janeiro: ABNT, 1992.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.004. **Resíduos Sólidos – Classificação.** Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- BITTENCOURT, Simone et al. **Aplicação de lodos de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto em solo degradado.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 17, n. 3, p. 315-324, 2012.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em abril de 2017.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2.914, de 12 dezembro de 2011.** Disponível em: [http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914\\_12\\_12\\_2011.html](http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html) Acesso em abril de 2017.
- BRASIL. **Política Nacional de Recursos Hídricos.** Lei nº 9.433 de 1997. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/CCivil\\_03/Leis/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/CCivil_03/Leis/L9433.htm). Acesso em: abril de 2017.

BRASIL. **Política Nacional do Meio Ambiente**. Lei nº 6.938 de 1981. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm). Acesso em: abril de 2016.

BRAUN, Rudolf; WELLINGER, Arthur. **Potential of co-digestion**. In: IEA Bioenergy, Task. 2003.

BONGIOVANI, Milene Carvalho et al. **Os benefícios da utilização de coagulantes naturais para a obtenção de água potável**-doi: 10.4025/actascitechnol. v32i2. 8238. Acta Scientiarum. Technology, v. 32, n. 2, p. 167-170, 2010.

CASTRO-SILVA, M. A. et al. **Microrganismos associados ao tratamento de águas de abastecimento com coagulantes orgânicos vegetais (tanato quaternário de amônio)–I. microrganismos filamentosos**. Revista Estudos de Biologia, v. 26, n. 54, p. 21-27, 2004.

CASSINI, S. T. (COORDENADOR). **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.

CARNEIRO, Débora Rute Costa et al. **Viabilidade técnica e econômica de uma unidade centralizada de co-digestão anaeróbia de resíduos orgânicos**. 2013.

CAROSIA, Maria Fronja. **Influência da relação C/N e C/P na produção de hidrogênio em reator anaeróbio de leito fluidificado**. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo. 2014.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. ampl. atual. Belo Horizonte: DESA/UFGM, 2007.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – CONSEMA. **Resolução n. 355, de 13 de julho de 2017**. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/resolucoes>. Acesso em outubro de 2017.

CORAL, L. A.; BERGAMASCO, Rb; BASSETTI, F. J. **Estudo da viabilidade de utilização do polímero natural (TANFLOC) em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de águas para consumo**. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION. 2009. p. 20-22.

DA SILVA, C. A. et al. **ESTUDO DA INCORPORAÇÃO DE LODO DE ETA EM PAINÉIS DE MADEIRA AGLOMERADA**. Blucher Chemical Engineering Proceedings, v. 1, n. 2, p. 7307-7313, 2015.

DA SILVEIRA, Natália Carolina. **CODIGESTÃO DE LODO DE ESGOTO E FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUO DE RESTAURANTE**. 126 p. 2016. Tese de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

DE ALBUQUERQUE NETO, A. A. R. et al. **Avaliação de solução nutritiva de biofertilizante pela quantidade acumulada de nutrientes e crescimento do milho cultivado em substrato inerte**. In: **Embrapa Semiárido-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE SUBSTRATOS PARA PLANTAS, 6., 2008, Fortaleza. Materiais

regionais como substrato: anais. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical: Sebrae/CE, 2008.

DE ASSUNÇÃO, Fernando Augusto Lopes. **ESTUDO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO, COM ÊNFASE NA VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA, EM LAGOAS DE POLIMENTO DE EFLUENTES DE REATORES UASB TRATANDO ESGOTOS URBANOS DE BELO HORIZONTE/MG.** Universidade Federal de Minas Gerais. Tese (Mestrado). 2009.

DE SOUSA OLIVEIRA, Adriana Paulo et al. **AValiação dos atributos de um LATOSSOLO ADUBADO COM LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA.** Revista Internacional de Ciências, v. 5, n. 2, p. 29-46, 2015.

ESCOBAR, J. C. **Tratamento e recuperação da água de lavagem dos filtros de uma estação de filtração direta e simulação da disposição dos lodos em estações de tratamento de esgoto.** 144 p. 2001. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.

FERIA-DIAZ, Jhon J; POLO-CORRALES, Liliana; HERNANDEZ-RAMOS, Elvis J. **Evaluation of coagulation sludge from raw water treated with Moringa oleifera for agricultural use.** Ing. Investig., Bogotá , v. 36, n. 2, p. 14-20, maio 2016

FREITAS, Juliana Gardenalli de; FERREIRA FILHO, Sidney Seckler; PIVELI, Roque Passos. **Viabilidade técnica e econômica da regeneração de coagulantes a partir de lodos de estações de tratamento de água.** Eng. sanit. ambient, p. 137-145, 2005.

GUERRA, R. C.; ANGELIS, D. F. **Classificação e biodegradação de lodo de estações de tratamento de água para descarte em aterro sanitário.** Arquivos do Instituto Biológico, v. 72, n. 1, p. 87-91, 2005.

HASAN, Camila. **"Análise da sinergia de resíduos agroindustriais submetidos à biodigestão anaeróbia visando geração de biogás para aproveitamento energético".** 2016. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 30 jun. 2016.

HARTMANN, H.; AHRING, B. K. **Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure.** Water Research. V. 39, p. 1543–1552. 2005.

IBGE, 2010. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008.** Disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv45351.pdf>. Acesso em 10 de abril de 2017.

KARLSSON, T.; KONRAD O.; LUMI, M.; SCHMEIER, N. P.; MARDER, M.; CASARIL, C. E.; KOCH, F. F.; PEDROSO, A. G. **Manual Básico de Biogás.** 1ª Ed. Lajeado: Ed. da Univates, 2014.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. **Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil.** Caderno de Ciência e Tecnologia, v.22, n3, p.652-665, 2005

LEE, Erich Shen Higa; SANTOS, F. J. **Caracterização do lodo proveniente de estação de tratamento de esgoto (ETE) e estudo sobre seu potencial energético.** In: II Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, IBEAS, Londrina, PR. 2011. p. 1-9.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** 3. ed. Campinas: Átomo, 2010.

LUCAS JR, J. **Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios.** 137 f. Tese (Livre-Docência) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1994.

LUCENA, Leda C. et al. **CHARACTERIZATION AND EVALUATION OF THE POTENTIAL USE OF SLUDGE FROM STP AND WTP IN PAVING.** Eng. Agríc. [online]. 2016, vol.36, n.1 , pp.166-178.

MANGRICH, Antonio S. et al. **Química verde no tratamento de águas: uso de coagulante derivado de tanino de Acacia mearnsii.** Revista Virtual de Química, v. 6, n. 1, p. 2-15, 2013.

MARTINS, Lucas Emanuel et al. **Análise de viabilidade da reciclagem agrícola do lodo de esgoto na região da Grande Florianópolis.** 2016.

NETO, Ely Dias Duarte et al. **Implementação e avaliação de um biodigestor de produção descontínua.** e-xacta, v. 3, n. 2, 2010.

PEREIRA, Franklin Kaic Dutra et al. **Construção de curva de calibração por padrão externo para determinação de teor de cobre em água potável da cidade Brejo do Cruz-Paraíba por Espectrofotometria de Absorção Molecular.** In: 5º Congresso Norte-Nordeste de Química de Natal-RN. 2013.

ORRICO, Ana C. A. et al. **Codigestão anaeróbia dos dejetos de bovinos leiteiros e óleo de descarte.** Eng. Agríc. [online]. 2016, vol.36, n.3, pp.537-545. ISSN 0100-6916.

RICHTER, Carlos A. **Tratamento de lodos de estacao de tratamento de água.** São Paulo: Edgard Blucher, 2001.

RICHTER, Carlos A.; NETTO, José M. de Azevedo. **Tratamento de água: tecnologia atualizada.** São Paulo: Edgard Blücher, 2013.

RODRIGUES, L. P. e HOLANDA, J. N. F.. **Influência da incorporação de lodo de estação de tratamento de água (ETA) nas propriedades tecnológicas de tijolos solo-cimento.** Cerâmica [online]. 2013, vol.59, n.352, pp.551-556. ISSN 0366-6913.

SCALIZE, Paulo Sergio. **Disposição de resíduos gerados em estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto.** 2003. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

SGORLON, Juliana Guerra et al. **Avaliação da DQO e da relação C/N obtidas no tratamento anaeróbio de resíduos fruti-hortícolas-doi: 10.4025/actascitechnol. v33i4. 8259.** Acta Scientiarum. Technology, v. 33, n. 4, p. 421-424, 2011.

SKORONSKI, Everton et al. **Estudo da aplicação de tanino no tratamento de água para abastecimento captada no rio Tubarão, na cidade de Tubarão, SC/Study of the application of tannin in the treatment of drinking water from the Tubarão River at Tubarão, SC.** Revista Ambiente & Água, v. 9, n. 4, p. 679, 2014.

SMIDERLE, Juliana Jerônimo. **ESTUDO DE VIABILIDADE PARA DESTINAÇÃO FINAL DO LODO DA ETA LARANJAL/RJ.** 2016. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

SILVA, Cynthia Algayer da et al. **Classificação dos lodos formados durante o processo de coagulação/floculação da água com os coagulantes PAC e Moringa oleifera.** Engevista, v. 14, n. 3, 2012.

SILVA, Adriane de Andrade. **Viabilidade técnica e econômica da implantação da biodigestão anaeróbia e aplicação de biofertilizante nos atributos de solo e plantas.** 2009. xiii, 169 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2009. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/104960>>.

TAFAREL, Nathann Francisco et al. **Evaluation of concrete properties due to the incorporation of sludge from Water Treatment Plant.** Matéria (Rio de Janeiro), v. 21, n. 4, p. 974-986, 2016.

TARRENTO, GE MARTINEZ; MARTINEZ, J. C. JC **Análise da implantação de biodigestores em pequenas propriedades rurais, dentro do contexto da produção limpa.** XIII SIMPEP-Bauru, SP, Brasil, v. 6, 2006.

VDI 4630. **Fermentation of organic materials. Characterization of the substrate , sampling, collection of material data, fermentation tests.** 92 p. Germany: Verein Deutscher Ingenieure – VDI, 2006.

VON SPERLING, Marcos. **Lodos ativados.** 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.

XAVIER, Cristiane de A. N e LUCAS JUNIOR, Jorge de. **Parâmetros de dimensionamento para biodigestores batelada operados com dejetos de vacas leiteiras com e sem uso de inóculo.** Eng. Agríc. [online]. 2010, vol.30, n.2, pp.212-223. ISSN 0100-6916.





**UNIVATES**

R. Avelino Tallini, 171 | Bairro Universitário | Lajeado | RS | Brasil  
CEP 95900.000 | Cx. Postal 155 | Fone: (51) 3714.7000  
[www.univates.br](http://www.univates.br) | 0800 7 07 08 09